

Title	画像認識による浄水プロセス監視技術に関する研究(Dissertation_全文)
Author(s)	馬場, 研二
Citation	Kyoto University (京都大学)
Issue Date	1990-03-23
URL	http://dx.doi.org/10.14989/doctor.r7164
Right	
Type	Thesis or Dissertation
Textversion	author

京大附図

画像認識による浄水プロセス監視技術
に関する研究

二〇〇〇年

馬場 研二

画像認識による浄水プロセス監視技術
に関する研究

1989年

馬 場 研 二

要 旨

浄水場では、清澄で安全な水を常時得るために綿密な維持管理が要求される。このため、各種の自動計測に加えて、プロセスの目視監視が間欠的に行われている。この中でもっとも代表的なものは、フロック形成状況の監視と、急性毒性物質の流入を監視するための魚類の行動監視である。本研究では、目視監視のあいまいさや間欠性を克服するために画像処理技術を応用し、定量的かつ連続的な監視システムの開発を目的とする。

本研究は、第1編(第2章～第6章)：「フロック画像監視システムの研究」と第2編(第7章～第11章)：「魚類行動の画像解析による急性毒物監視支援システムの研究」から構成される。

第1編：「フロック画像監視システムの研究」では、フロック形成池で流動するフロックをオンラインで撮像しこれを画像処理するシステム、及び、撮像した画像からフロックのみを選択的に認識する画像認識方法、並びに、フロック形成の特徴を抽出する解析手法を開発する。また、これらの機能を実浄水場で確認し、画像監視した情報に基づいて、適切な凝集剤注入のための指針を明らかにする。

第2編：「魚類行動の画像解析による急性毒物監視支援システムの研究」では、まず、魚類の効果的な画像認識方法と、認識結果に基づいた行動パターンの評価方法を確立する。次に、急性毒性物質に起因する行動パターンの変化を判定するために、外乱因子が行動に及ぼす影響を把握する。さらに、1尾の魚を対象に確立した手法を複数の魚にも適用できるように画像監視手法を拡張し、代表的な魚種への適用可能性と急性毒性物質の濃度の影響などを明らかにする。

以下に各章の要旨をまとめる。

第1章：緒論

維持管理からみた浄水場の特徴を考察し、水質管理及び計装・制御の現状について概観した。また、凝集プロセス監視及び水質監視の現状について従来の知見を整理した。次に、画像処理技術の背景と導入の課題について把握し、画像処理技術の適用例についてまとめた。これらを踏まえて、本研究の位置付けと目的を明らかにすると共に、本論文の構成について記した。

第1編「フロック画像監視システムの研究」では、浄水場におけるフロック監視を目的に、フロック画像監視システムについて述べる。

第2章「フロックの画像認識法の検討」では、水中カメラと画像処理装置などからなるフロック画像監視システムを提案し、久留米広域上水道企業団・荒木浄水場に適用した。フロックを画像認識する方法として、6×6画素をマスク領域とする空間フィルタリング法

を適用した。本法では、フロックの輝度分布パターンを模擬して加重係数を設定し、さらに、演算を高速化させるために、マスク領域を3×3画素に分割する計算方法を考案した。写真撮影したフロック面積と2値画像とを比較し相関係数0.987を得た。また、凝集剤(水道用ポリ塩化アルミニウム)注入率を操作した実験を行い、フロック沈殿体積値と画像計測値とを比較した結果、両者の増加傾向が一致することを確認した。

第3章「PAC注入率がフロック形成特性に及ぼす影響」

久留米広域上水道企業団・荒木浄水場に適用したフロック画像監視システムにおいて、フロック画像から粒径分布を求め、フロック形成特性並びに沈降特性を評価した。特に、PAC注入率がフロック形成特性に及ぼす影響を調べた。その結果、フロックの体積濃度分布は対数正規分布で近似できること、並びに、この分布は、幾何平均径はPAC注入率の増加と共に増加するが、幾何標準偏差はほぼ一定で変化することを見出した。また、フロックの平均有効密度を新たに定義し、PAC注入率が増加するとこの平均有効密度が減少し、他方、残留濁度が増加することを示した。

第4章「フロック形成過程の画像監視と硫酸アルミニウム低減の可能性」では、淀川を水源として硫酸アルミニウムを用いる浄水場(大阪府・大庭浄水場)に、フロック画像監視システムを適用し、1段目から4段目までのフロック形成過程を監視可能であることを確認した。さらに、凝集剤注入率の増加によりフロック形成が促進されること、並びに、低注入率(従来比25～35%減)での連続監視実験により凝集剤使用量の低減が期待できることを示した。この時、1段目の幾何平均径は0.5～0.6mmの範囲であった。

第5章「フロック形成過程に及ぼす原水濁度及び流量の影響」では、大阪府水道部・大庭浄水場において、流下方向のフロック形成特性(テーパードフロッキュレーション)を調べた。濁度、流量変化時のフロック形成過程を、第Ⅰ段階：マイクロフロックの衝突による凝集が支配的な段階、第Ⅱ段階：フロック同志の凝集力と乱流の剪断力とが拮抗する段階、第Ⅲ段階：フロック同志の凝集力が内部に働き、稠密なフロックとなり密度が増加する段階に分類した。さらに、濁度変化時における相対注入率 r_c 及び幾何平均径の目標値の目安を得た。

第6章「フロック形成因子の多変量解析」では、実浄水場(久留米広域上水道企業団・荒木浄水場)において、1年間に渡って収集したフロック画像データ及び水質データを多変量解析し、フロック形成因子について検討した。PAC注入率を目的変数として重回帰分析を適用した結果、説明変数として水質データだけを用いる場合に比べて、画像データを加味すれば回帰精度が向上することを明らかにした。また、主要な影響因子は原水水温、原水アルカリ度、フロック形成量及びフロックの密度指標であることを示した。

第2編「魚類行動の画像解析による急性毒物監視支援システムの研究」では、浄水場における急性毒性物質の流入検知に、魚類を用いる水質監視支援システムについて述べる。

第7章「魚類行動解析のための画像認識法の検討」では、魚類の行動を画像解析するための照明法として透過照明法を考案し、さらに、画像の輝度頻度分布に着目した画像認識法を採用した。水槽内における1尾の魚の位置分布と速度分布とに着目した、行動パターンの評価法を開発し、コイ、フナ及びタナゴについて CN^- 濃度 $=0.1\text{mg}/\ell$ を例に、急性毒物の存在を検知できることを示した。

第8章「行動パターン解析に基づく急性毒物判定法」では、まず、急性毒性物質存在時の鼻上げ行動を判別するために、所定の期間において1尾の魚が水面近くに位置する割合を“鼻上げ行動指標”と定義した。この指標を適用して、 CN^- 存在下($5.0\sim 0.05\text{mg}/\ell$)におけるコイの行動パターン変化を識別できることを明らかにした。本章の実験結果からは、 CN^- 濃度 $\geq 0.1\text{mg}/\ell$ を10分間で検出できるものと期待された。

第9章「魚類行動に及ぼす魚種及び環境因子の影響」では、まず、コイ、フナ、タナゴ及びウグイ各1尾について、第8章で提案した鼻上げ行動指標を用いて解析した結果、いずれも CN^- に対する鼻上げ行動を検知可能と期待された。検知感度はウグイついでタナゴが高かった。さらに、鼻上げ行動指標の頻度分布が指数分布に従うことを見出し、指数分布からはずれた時点で急性毒性物質の存在を検知できることを見出した。次に、ウグイを用いて、水温の影響を調べた結果、実験した範囲(水温 $\geq 5^\circ\text{C}$)では CN^- 濃度 $=0.1\text{mg}/\ell$ を10分～30分で検知可能と期待された。また、溶存酸素濃度が $0.5\text{mg}/\ell$ 以下では鼻上げ行動指標値の増加が認められた。これらのことから、急性毒性物質検知のためには環境条件をできるだけ魚類の行動に好適に維持することが望ましいものと示唆された。

第10章「魚群行動の画像解析及び魚種の検討」では、第8章で提案した、1尾の魚についての鼻上げ行動指標を複数の魚(魚群)の場合に拡張した。この指標をコイ、フナ、タナゴ及びウグイ各5尾の場合に適用した結果、1尾の場合と同様に急性毒性物質の存在を識別可能なことを明らかにした。さらに、魚群の鼻上げ行動指標の頻度分布も指数分布が適合することを見出した。この現象に基づき、検知感度をチューニング可能な判定基準値計算法を導いた。 CN^- 濃度 $=0.1\text{mg}/\ell$ の検知時間は10～20分であり、ウグイ及びタナゴの感度が高かった。また、実際の浄水場を模擬して、前記4魚種各2尾からなる魚群で実験を行った結果、単独の魚群と同等の性能を確認した。

第11章「魚群行動に及ぼす CN^- 濃度の影響」では、第10章と同様に、複数の魚(タナゴ)を対象に CN^- 濃度の影響を調べた。その結果、 CN^- 濃度 $=0.01\text{mg}/\ell$ では鼻上げ行

動指標に変化は認められず，一方， CN^- 濃度 $=0.05\sim 1.0\text{mg}/\ell$ を10分で検知可能と期待された。また，複数のタナゴは1尾のコイと比較して高い応答速度を示した。

第12章「結論」では，浄水場におけるフロック監視と魚類を用いる急性毒性物質の監視とについて，現行の目視監視を画像処理で代替支援するシステムの有効性を検証できたことを結論づけると共に，今後の課題と展望について記した。

目 次

第1章 緒 論

1.1 維持管理からみた浄水場の特徴	1
1.1.1 量と質の変動	1
1.1.2 モデル化の困難さと計測情報の不足	2
1.2 浄水場での水質監視及び計装制御	2
1.2.1 凝集・フロック形成監視の現状	2
1.2.2 水質監視の現状	7
1.3 既往の研究	8
1.3.1 凝集・フロック形成監視	8
1.3.2 急性毒物監視	10
1.4 画像監視の背景	12
1.4.1 画像処理技術の背景と導入の課題	12
1.4.2 画像処理技術の適用例	13
1.5 本研究の位置付け	13
1.5.1 フロック画像監視の位置付け	13
1.5.2 画像による急性毒物監視の位置付け	13
1.5.3 画像監視技術の位置付け	15
1.6 本研究の目的	15
1.6.1 フロック画像監視の目的	15
1.6.2 画像による急性毒物監視支援の目的	16
1.7 本論文の構成と概要	16
1.8 参考文献	17

第1編 フロック画像監視システムの研究

第2章 フロックの画像認識法の検討

2.1 緒 言	24
2.2 実験対象施設と実験装置	25
2.2.1 久留米広域上水道企業団・荒木浄水場	25
2.2.2 フロック画像監視システムの全体構成	25
2.2.3 水中カメラ及び中継盤	25
2.2.4 画像処理装置	29
2.2.5 標本化誤差	29
2.2.6 フロック沈殿体積測定装置	32
2.3 画像監視方法	32

2.4	フロックの画像認識方法	35
2.4.1	フロック画像の特徴	35
2.4.2	3×3画素近傍領域の空間フィルタリング法	35
2.4.3	6×6画素近傍領域の空間フィルタリング法	39
2.4.4	空間フィルタリング法の計算方法	41
2.4.5	2値化	43
2.5	実験方法	44
2.5.1	PAC注入率の操作	44
2.5.2	水質分析方法	44
2.5.3	フロック沈殿体積測定法	44
2.6	実験結果及び考察	44
2.6.1	空間フィルタリング法	44
2.6.2	PAC注入率がフロック沈殿体積に及ぼす影響	46
2.6.3	フロック沈殿体積と画像計測値との比較	46
2.7	結 言	50
2.8	参考文献	50

第3章 PAC注入率がフロック形成特性に及ぼす影響

3.1	緒 言	52
3.2	実験装置, 条件, 及び方法	53
3.2.1	フロック画像監視システム	53
3.2.2	画像処理方法	53
3.2.3	実験条件	53
3.2.4	実験方法	53
3.3	解析方法	54
3.3.1	粒径分布関数	54
3.3.2	分布適合性の統計的評価	56
3.3.3	粒径分布誤差の評価方法	56
3.3.4	フロックの平均有効密度の測定	56
3.4	実験結果及び考察	57
3.4.1	粒径分布の実測値とモデル計算値との適合性	57
3.4.2	フロック粒径分布に及ぼす処理画面数の影響	59
3.4.3	フロック粒径分布に及ぼすPAC注入率の影響	66
3.4.4	フロック沈降性に及ぼすPAC注入率の影響	66
3.4.5	フロックの平均有効密度	68
3.4.6	上澄水濁度	68
3.4.7	フロックの沈降速度	71
3.5	結 言	71

3.6 参考文献	72
----------------	----

第4章 フロック形成過程の画像監視と硫酸アルミニウム低減の可能性

4.1 緒 言	73
4.2 実験対象施設と実験装置	74
4.2.1 大阪府・大庭浄水場の概要	74
4.2.2 フロック画像監視システム	74
4.3 実験条件、及び方法	74
4.3.1 凝集剤注入率の設定方法	74
4.3.2 実験条件	77
4.3.3 実験方法	77
4.3.4 フロック画像認識視方法	77
4.4 実験結果と考察	79
4.4.1 フロックの画像認識	79
4.4.2 フロック粒径分布	79
4.4.3 凝集剤注入率の影響	79
4.4.4 低注入率での連続監視	84
4.5 結 言	84
4.6 参考文献	88

第5章 フロック形成過程に及ぼす原水濁度及び流量の影響

5.1 緒 言	89
5.2 実験装置、条件及び方法	90
5.2.1 実験装置及び画像処理方法	90
5.2.2 検討項目及び実験条件	90
5.3 実験結果及び考察	90
5.3.1 原水濁度がフロック形成に及ぼす影響	90
5.3.2 フロック形成過程の分類	94
5.3.3 原水流量がフロック形成特性に及ぼす影響	97
5.3.4 濁度変化時の硫酸アルミニウム注入率の影響	97
5.3.5 粒径及び凝集剤注入の制御指針	97
5.4 結 言	102
5.5 参考文献	102

第6章 フロック形成因子の多変量解析

6.1 緒 言	103
6.2 解析方法	104

6.2.1	解析対象データ	104
6.2.2	時系列変動	106
6.2.3	多変量解析	106
6.2.4	主成分分析法	106
6.2.5	重回帰分析法	114
6.3	結果と考察	114
6.3.1	主成分分析結果	114
6.3.2	重回帰分析の予備検討	117
6.3.3	重回帰分析結果	117
6.3.4	有意性の検定	119
6.4	結 言	124
6.5	参考文献	124

第2編 魚類行動の画像解析による急性毒物監視支援システムの研究

第7章 魚類行動解析のための画像監視法の検討

7.1	緒 言	125
7.2	実験装置	126
7.2.1	飼育水槽及び撮像系	126
7.2.2	画像処理装置	126
7.3	画像監視方法	126
7.4	実験方法	130
7.4.1	供試魚類	130
7.4.2	供試水	130
7.4.3	使用薬剤	130
7.4.4	CN ⁻ の注入方法	130
7.4.5	照明法及び画像監視法	132
7.4.6	実験方法	132
7.5	実験結果と考察	132
7.5.1	反射照明法による画像の2値化	132
7.5.2	透過照明法による画像の2値化	134
7.5.3	ヒストグラムに着目した2値化方法	134
7.5.4	画像認識精度に及ぼす濁度の影響	138
7.5.5	行動パターンの画像監視結果及び考察	138
7.6	結 言	143
7.7	参考文献	143

第8章 行動パターン解析に基づく急性毒物判定法

8.1 緒言	145
8.2 実験装置, 材料及び方法	145
8.2.1 実験装置及び材料	145
8.2.2 画像監視方法	146
8.2.3 位置分布の評価方法	146
8.2.4 実験方法	146
8.3 実験結果と考察	149
8.3.1 急性毒物が存在しない条件での位置分布	149
8.3.2 急性毒物存在時の目視観察	149
8.3.3 急性毒物存在時の位置分布	149
8.3.4 鼻上げ行動指標の経時変化	155
8.3.5 低濃度での再現性	155
8.3.6 急性毒物有無の判定目安	155
8.3.7 判定可能領域	160
8.4 結言	160
8.5 参考文献	162

第9章 魚類行動に及ぼす魚種及び環境因子の影響

9.1 緒言	163
9.2 実験装置, 材料及び方法	164
9.2.1 実験装置及び材料	164
9.2.2 画像監視方法	164
9.2.3 実験方法	164
9.3 実験結果と考察	166
9.3.1 鼻上げ行動指標の経時変化	166
9.3.2 鼻上げ行動指標の頻度分布	166
9.3.3 魚種の検討	173
9.3.4 水温の影響	175
9.3.5 溶存酸素濃度の影響	178
9.4 結言	181
9.5 参考文献	181

第10章 魚群行動の画像解析及び魚種の検討

10.1 緒言	182
10.2 実験装置, 材料及び方法	183
10.2.1 実験装置及び材料	183

10.2.2 実験方法	183
10.3 画像解析方法	183
10.3.1 魚群の認識	183
10.3.2 水平方向の投影分布	186
10.3.3 水深方向の位置分布	186
10.3.4 鼻上げ行動指標	187
10.3.5 画像監視方法	187
10.4 実験結果と考察	187
10.4.1 急性毒物が存在しない条件での位置分布	187
10.4.2 CN ⁻ 注入後の位置分布	192
10.4.3 鼻上げ行動指標の経時変化	192
10.4.4 鼻上げ行動指標の頻度分布	192
10.4.5 急性毒物の判定基準	196
10.4.6 急性毒物の検知時間	200
10.4.7 混合魚群の場合	200
10.4.8 魚種の検討	200
10.5 結 言	206
10.6 参考文献	206

第11章 魚群行動に及ぼすCN⁻濃度の影響

11.1 緒 言	207
11.2 実験装置及び方法	207
11.2.1 実験装置及び材料	207
11.2.2 実験方法	207
11.2.3 画像監視方法	209
11.3 実験結果と考察	209
11.3.1 CN ⁻ 注入前後の位置分布	209
11.3.2 鼻上げ行動指標の経時変化	209
11.3.3 急性毒物の判定	214
11.4 結 言	214
11.5 参考文献	218

第12章 結 論

謝 辞	223
-----------	-----

第1章 緒 論

第 1 章

緒 論

概 要

本章では、まず維持管理における浄水場の特徴と、水質監視及び計装制御の現状について考察する。次に、凝集プロセスの監視及び魚類の行動監視に関して既往の研究例を概観する。本研究は、浄水場における画像監視技術の導入に関する基礎的研究を目的にするので、ここで、画像処理技術導入の背景、適用例、及び課題について整理した。ついで、本研究の位置付けを明確にし、本研究の目的を示すと共に、最後に本論文の概要と構成についてまとめた。

1.1 維持管理からみた浄水場の特徴

浄水場は、自然界に存在する多様な水質の原水を安全で清浄な水に変換し、飲料水として供給する使命を有する。しばしば人体の動脈系にたとえられるように、これなくして都市生活そのものが成り立たない。都市の重要なインフラストラクチャーたる所以である。このため、浄水場は、公共システムとしての高度の信頼性が要求され、流入水の量的・質的変動に対応した運転が必要とされる。

1.1.1 量と質の変動

浄水場をプロセスの監視・制御という観点からみると、インプットである流入水が、量と質の両面で時間的に変動することに特徴があり、この変動の時間スケールは1分単位から季節的な変動に至るまで広いレンジの周波数を含んでいる。量的な変動は、水利用者の生活のリズムに呼応したものであり、昼間と夜間との水使用量を考えればその変動が極めて大きいことが想像されよう。一方、質的な変動については、浄水場の水源は7割弱が表流水であることから、原水の溶解成分としての水質と、懸濁成分である濁りの程度とが、降雨などの影響を受けて大きく変動する。また、水温に代表されるように季節的な変動も大きい。

このように、浄水場では、いずれの場合もインプットがダイナミックに変動する条件下において、目標とする水量と水質を安定に維持しなければならない。

1.1.2 モデル化の困難さと計測情報の不足

懸濁質の凝集・沈殿現象は、実験室スケールではかなり解明されてきた。しかし、実プラントにおける反応過程は、インプット側の量と質とのダイナミックな変動を受ける。このため、非定常状態を考慮した普遍的なモデル化は容易ではない。また、プラントの構造物が大きいために、偏流や密度流の影響も考慮しなければならず、これらを含めた実用的なモデル化は困難な現状にある。

流量計や水質計などの計器類も水中使用が前提となるため、メンテナンスやチューニングが特に重要である。例えば、沈殿池には濁度計が設置されて実用されているが、本質的なポイントである凝集・沈殿現象を直接的に計測する手段は未開発である。幸い、浄水場はこれら外乱の影響を吸収できるように余裕をもった設計となっているが、水量と水質の急変時の運転手法は必ずしも確立されておらず、経験的な対応が奏効する場合が多い。最も経験的でしかも情報量が多いものが目視情報であり、1日数回の目視観察が行なわれている。

1.2 浄水場での水質監視及び計装制御

浄水場では水の安全性の確認と確保のため水温、濁度、pH値及び電気伝導度などの水質が連続監視されており、その他の水質も適時分析されている。浄水場の計装及び制御項目の例を図1.1¹⁾に、水質などの測定項目例を表1.1²⁾に示す。水質基準を表1.2³⁾に示す。これらの中で、急速ろ過法におけるフロック形成状況の監視と、水質監視のための魚類監視は、目視観察に多くを依存している。本研究は、これら目視観察を支援するための画像処理技術を対象にする。

1.2.1 凝集・フロック形成監視の現状

1 nm～1 μ mのコロイド粒子を、重力場で自然沈降できる粒径(100 μ mオーダー)にまで増加させる操作が凝集・フロック形成操作である。凝集操作は、アルミニウム塩などの凝集剤の注入・攪拌によりコロイド粒子の荷電を中和し粒子同士を凝集させる操作であり、この段階では攪拌の剪断力よりもコロイド粒子の凝集力が卓越する。一方、フロック形成操作は、攪拌の剪断力が凝集粒子同士の凝集(集塊形成力)より卓越する段階と位置付けられる。

浄水場では、まず、急速混和池において凝集剤を注入して、原水中の浮遊物質であるコロイド粒子、懸濁物質及び細菌・微生物を吸着・凝集させてマイクロフロックとする。ついで、フロック形成池において緩速攪拌しフロックを形成させる。フロックの大部分は沈殿池で沈降分離され、未沈降粒子がろ過池で捕捉される。沈殿池では結果的に粒径の小さな未凝集粒子が漏出するため、前段のフロック形成池では未凝集粒子をいかに少なくするかが重要である。換言すれば、懸濁微粒子を沈殿可能な形態と物性を持つフロックにいかに形成させるかが重要になる。このためには、フロック粒径・密度の増大が必要条件であり、

図1.1 浄水場の計測及び制御フローシートの例

[illegible]

表1.1(b) 浄水処理過程における水量，水質測定例

水	○銅	1回/月			1回/月	1回/月	1回/月	8回/年					4回/年	1回/月	1回/月		1回/月	1回/月	1回/月	1回/月	1回/月		
	○鉛	1回/月			1回/月	1回/月	1回/月	8回/年					4回/年	1回/月	1回/月		1回/月	1回/月	1回/月	1回/月	1回/月		
	総クロム	1回/月			1回/月	1回/月	1回/月	8回/年					4回/年	1回/月	1回/月		1回/月						
	○六価クロム	1回/月			1回/年	1回/年	4回/年	8回/年					4回/年	1回/月	1回/月		2回/年	2回/年	2回/年	2回/年	2回/年		
	○カドミウム	1回/月			1回/年	1回/年	4回/年	8回/年					4回/年	1回/月	1回/月		1回/月	2回/年	2回/年	2回/年	2回/年		
	○総水銀	1回/月			1回/年	1回/年	4回/年	8回/年					4回/年	2回/年	2回/年		2回/年	2回/年	2回/年	2回/年	2回/年		
	○ヒ素	1回/月			1回/年	1回/年	4回/年	8回/年					4回/年	2回/年	2回/年		2回/年	2回/年	2回/年	2回/年	2回/年		
	○フッ素	1回/月			1回/年	1回/年	4回/年	8回/年					4回/年	2回/年	2回/年		2回/年	2回/年	2回/年	2回/年	2回/年		
	セレン	4回/年			1回/年	1回/年	4回/年	1回/年					1回/年	2回/年	2回/年		2回/年	2回/年	2回/年	2回/年	2回/年		
	○陰イオン界面活性剤	1回/日			1回/月	1回/月	1回/月	8回/年					4回/年	1回/月	1回/月		2回/年	1回/月	1回/月	1回/月	1回/月		
	リン酸イオン	1回/月			1回/月	1回/月	1回/月	1回/月						2回/年	2回/年		2回/年						
	○シアンイオン	1回/月					4回/年	8回/年					4回/年	1回/月	1回/月		2回/年	2回/年	2回/年	2回/年	2回/年		
	○有機リン	1回/月					4回/年	8回/年					4回/年	2回/年	2回/年		2回/年	2回/年	2回/年	2回/年	2回/年		
	○フェノール類	1回/日			1回/月	1回/月	1回/月	8回/年					4回/年	1回/月	1回/月		2回/年	2回/年	2回/年	2回/年	2回/年		
	総酸度	1回/月			1回/月	1回/月	1回/月	8回/年					4回/年										
	カルシウム硬度	1回/月			1回/月	1回/月	1回/月							2回/年	2回/年		2回/年						
	マグネシウム硬度	1回/月			1回/月	1回/月	1回/月							2回/年	2回/年		2回/年						
	質	アルミニウム	1回/月			1回/月	1回/月	1回/月															
		ナトリウム	1回/月			1回/月	1回/月	1回/月															
		アルブミノイド窒素	1回/月			1回/月	1回/月	1回/月															
フタル酸エステル		4回/年					4回/年																
P C B		4回/年					4回/年																
生物試験		1回/月			1回/月	1回/月	1回/月	8回/年			4回/年	4回/年	4回/年	(1回/月)	(1回/月)		(1回/月)	必要の回数					
○一般細菌		1回/日			1回/日	1回/日	1回/日	1回/日			1回/日	1回/日	1回/日	1回/月	1回/月		1回/月	1回/月	1回/月	1回/月	1回/月		
○大腸菌群		1回/日			1回/日	1回/日	1回/日	1回/日			1回/日	1回/日	1回/日	1回/月	1回/月		1回/月	1回/月	1回/月	1回/月	1回/月		
残留塩素			(※)	(※)	1回/日	(※)1回/日	(※)1回/日						(※)8回/日				(※)2回/日				(※) -		
トリハロメタン							6回/年						4回/年	4回/年			4回/年				2回/年		
摘 要	○：水質基準項目 ※：24時間連続測定 ()：通常時において運 転の指標としてい る測定項目と測定 回数 回/年、回/月、回/日 ：測定回数の単位 注) 測定項目及び測定 回数は原水水質の 変化あるいは処理 状況に応じて増強 する	水源：河川表流水 環境基準の類型指定：B 類型 浄水能力：1日最大 1,180,000m ³ 使用薬品：塩素、液体硫酸アルミニウム、消石灰、 カセイソーダ							水源：河川表流水（ダム放流水を含む） 環境基準の類型指定：A 類型 浄水能力：1日最大 405,000m ³ 使用薬品：塩素、液体硫酸アルミニウム、消石灰、 活性ケイ酸、過マンガン酸カリウム 注) マンガン処理併用							水源：河川表流水 環境基準の類型指定：A 類 型 浄水能力：1日最大 150,000m ³ 使用薬品：塩素、原水濁度30度以上 のときは、液体硫酸 アルミニウム及びカセ イソーダを使用				水源：河川表流水 環境基準の類型指定：A・A 類型 浄水能力：1日最大 50,000m ³ 使用薬品：次亜塩素酸ナトリウム、 原水濁度30度以上4時 間継続のときは、ポリ 塩化アルミニウム、カ セイソーダを使用			

表1.2 水 質 基 準

法第4条第1項第1号に掲げる要件	硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素 塩素イオン 有機物等(過マンガン酸カリウム消費量) 一般細菌 大腸菌群	10mg/l 以下であること。 200mg/l 以下であること。 10mg/l 以下であること。 1 ml の検水で形成される集落数が 100 以下であること。 検出されないこと。
法第4条第1項第2号に掲げる要件	シアンイオン 水 銀 有機リン	検出されないこと。 検出されないこと。 検出されないこと。
法第4条第1項第3号に掲げる要件	銅 鉄 マンガン 亜 鉛 鉛 六価クロム カドミウム ヒ 素 フッ素 カルシウム、マグネシウム等(硬度) 蒸発残留物 フェノール類 陰イオン界面活性剤	1.0mg/l 以下であること。 0.3mg/l 以下であること。 0.3mg/l 以下であること。 1.0mg/l 以下であること。 0.1mg/l 以下であること。 0.05mg/l 以下であること。 0.01mg/l 以下であること。 0.05mg/l 以下であること。 0.8mg/l 以下であること。 300mg/l 以下であること。 500mg/l 以下であること。 フェノールとして 0.005mg/l 以下であ ること。 0.5mg/l 以下であること。
法第4条第1項第4号に掲げる要件	pH 値	5.8以上8.6以下であること。
法第4条第1項第5号に掲げる要件	臭 気 味	異常でないこと 異常でないこと
法第4条第1項第6号に掲げる要件	色 度 濁 度	5 度以下であること。 2 度以下であること。

備考 シアンイオン、水銀及び有機リンについての「検出されないこと。」とは、別表に定める方法により測定した場合において、その結果が当該方法の定量限界を下回ることをいう。

かつ、フロックの物理的特徴と未凝集粒子との関係が重要になる。このように、浄水場における凝集・フロック形成操作は、後続の沈殿・ろ過操作における処理性能を直接的に左右する重要な単位操作といえ、適切な監視と制御が必要である。例えば、フロック形成の良否を確実に評価するにはジャーテストがもっとも信頼できるが、回分テストであるためオンライン監視や制御には不向きである。

凝集・フロック形成を監視するには、マイクロフロックから粗大フロックに至るフロック粒径分布を広いレンジで計測することが望ましい。これは、粗大フロックの増大がマイクロフロックの減少と一致しない場合もあり得るからで、粗大フロックの監視だけにより残留濁度を制御するには限界がある。この場合、粗大フロックの形成状況と残留濁度との関係を相関づけることが必要である。

他方、実浄水場では、オペレータはある程度の大きさのフロックが形成されていれば沈殿池出口の濁度が良好に保たれることを経験的に認知している。フロック形成状態は目視で即座に観察可能であることから、フロックの粗大化に重点が置かれ、目視監視は凝集・フロック形成操作の評価に重要な位置を占める。目視で観察できるフロック粒径はほぼ0.1mm以上であり、それ以下のマイクロフロックについては混合液の濁りの度合いなどの定性的な観察に限られる。このため、水質の信頼性を高度に確保する立場から、フロック形成状況を深夜も含めて1日数回観察したり、水中カメラによりモニターしているのが実状である。しかし、これらの方法は目視に依存しており、定量的かつ連続的な監視はなされていない。

1.2.2 水質監視の現状

良質な水源確保が次第に困難になりつつあるが、疫学と毒性学の進展、並びに化学的分析手法の進歩に伴い、極低濃度の慢性毒性物質の影響が今日的な問題になっている。特に、トリハロメタンなどの発癌性物質については、安全を保証する閾値そのものが存在しないかまたは、測定が不可能とされている。

毒性物質が生体に及ぼす影響は、生体が調節可能な極低濃度のレベルから、長期の暴露によって影響が初めて発現するレベル、急激な影響が認められるレベルまで様々である。このような影響を調べる検索項目としては、一般毒性としては急性毒性、亜急性毒性、慢性毒性があり、特殊毒性としては発癌性、催奇形性、繁殖障害性、依存性、アレルギー性、局所刺激性、変異原性、細胞毒性などが知られている。⁵⁾これらの試験には、ラットやハムスターなどの哺乳動物、微生物、バクテリア、動物細胞などが使用される。水質試験には、水棲生物が使用されるが、飼料(栄養状態)、温度などの環境条件、年齢、性、遺伝など影響因子は多い。⁶⁾また、近年、原水中の微量化学物質や浄水過程の反応生成物が注目され、サルモネラ菌によるAmes Test⁷⁾、枯草菌によるRec assay⁸⁾、動物細胞による染色体異常試験⁹⁾などによる変異原性物質の検出手法が検討されている。

一方、水道維持管理指針によれば、表1.1に示すような各種の水質を分析することが必要とされている。化学的または物理的な水質分析手段による検出精度は向上しているが、未知の毒物に対してはこの水質基準は意味をもたない。また、多種多様な急性毒性物質

(以下、急性毒物と略称する)の有無,あるいは,種々の化学物質の複合的な影響を常時分析することは困難である。そこで,物理化学的分析法を補完し,かつ,生体に及ぼす影響を総合的に判定する目的で,水棲生物を用いた水質監視法(バイオアッセイ法)が推奨され,広く普及している。この監視法は,水棲生物の生死や行動を観察することにより,急性毒物に限定してその混入を早期検知(スクリーニング)する意義がある。水棲生物としては,¹⁰⁾通常,コイ,フナなど原水に棲息する魚類などが用いられる。一般的な監視方法は,被検水を通水した水槽で魚類を飼育し,行動パターンや生死を目視観察するものであり,急性毒物を低濃度まで連続監視できる長所がある。急性毒物に対する魚類行動の反応例としては,以下が知られている。

- (1)水面上に浮上し,呼吸が早くなり飛び跳ねる……鼻上げ行動または浮上反応
- (2)泳ぎ方が鈍くなる……鈍化反応
- (3)狂ったように泳ぎ回る……狂奔行動
- (4)横転及び背位となり,呼吸作用が衰える……横転反応

各種毒物が生物に及ぼす毒性を実験室で調べるバッチ試験⁶⁾としては,半数致死濃度(T_{Lm}: median Tolerance Limit)^{11~16)}が知られている。T_{Lm}値¹³⁾の例を表1.3に示す。T_{Lm}値は結果を得るまでに時間を要する(24~48時間)ため,連続監視を狙ったものではない。一方,現行の目視観察法は魚類の行動や外観などの微妙な変化を察知できるが,この方法は目視に依存した間欠的な方法であるため,連続自動化を図る研究が次節で述べるように進展している。

1.3 既往の研究

1.3.1 凝集・フロック形成監視

凝集沈殿プロセスを管理制御するには,凝集池(急速混和池,フロック形成池)と沈殿池での各々の処理結果を監視することが前提となる。しかし,フロック形成池でフロックをオンラインで監視する手段は未開発であるため,フロック形成の良否が沈殿池出口の濁度から間接的に評価されている。このため,沈殿池の滞留時間分だけ時間遅れがあり対策も後手にならざるを得ない。

一方,凝集・フロック形成を良好に制御する目的で,各種の自動水質計器で得られた原水の物理化学的な情報(濁度,水温,pH,アルカリ度など)^{17~24)}に基づいて凝集剤注入量などを操作する方法が知られている。最も簡便で実用的な方法は,水温を考慮しながら,原水濁度に応じて凝集剤注入率を設定する方式である。また,厳密な制御を行わずに,フロック形成に良好な水質環境を整えるために,原水のアルカリ度,pH,及び凝集後のアルカリ度²⁵⁾を,各々所定の領域内に制御する方式も実用化されている。しかし,これらの方法はフィードフォワード制御法であり,フロック形成の良否を直接反映させて制御するものではない。

表1.3 各種淡水魚による24時間TL_mの比較(ppm)

毒物	ヒメダカ (0.35g)	グッピー ♂ (0.14g)	コイ (0.41g)	キンギョ (2.8g)	オイカワ (1.3g)	ニジマス (0.39g)
昇汞(Hgとして)	0.74	0.38	0.47	0.48	0.17	0.49
硫酸亜鉛(Znとして)	18	11	20	26	3.3	1.1
シアン化カリ(CNとして)	0.43	0.43	0.33	0.55	0.12	0.09
塩化アンモン(Nとして)	76	98	53	90	31	16
酢酸	11,000	8,000	7,700	8,400	8,400	8,400
フェノール	25	50	47	34	25	15
タンニン酸	140	66	46	24	24	8.4
ABS	56	46	38	43	19	20
パラチオン	3.5	1.9	2.7	4.0	2.6	2.2
PCP・Na	0.40	0.86	0.18	0.37	0.23	0.16

(試験条件) 水温：ニジマス以外はすべて25℃，ニジマスは12～13℃

pH：シアン化カリ，酢酸，タンニン酸については7.0，塩化アンモンについては8.0に調節。

他方、コロイド系^{26~30)}、エアロゾル^{31,32)}、及び造粒過程^{33~35)}などについて一般的な凝集・集塊現象が研究され、フロック形成の動力学理論^{36~45)}についても、多くの研究者が数式モデルを提案し、実験室スケールでは既にその適合性を検証している。これらのモデルは、決定論的モデル^{46,47)}が主流であるが、確率論的モデル^{48~55)}あるいは両者を加味したモデル⁴⁵⁾も提案されている。現象面ではフロックの破壊を考慮したモデル⁴¹⁾や、自平衡分布^{48~55)}の解析も研究されている。また、フロックの物性についても密度変化^{56,57)}、攪拌条件⁵⁸⁾並びに濁度の影響⁵⁹⁾などが調べられている。

このように、フロック形成についての多面的な研究は進んだが、浄水場の維持管理の立場から運転制御に役立てるまでには至っていないように思われる。この理由の最大のものは、実際の浄水場ではフロックの監視は目視あるいは水中カメラ⁶⁰⁾に依存しており、定量的なオンライン計測が極めて難しいことにあると考えられる。マイクロフロック⁶¹⁾についてはサンプリング水をコールターカウンターにより分析することは可能であるが、著者の知る限りでは、フロック粒径分布をオンライン実測した例はない。

著者らは、実際のフロック形成池内のフロック粒径分布をオンライン計測してフロック監視を自動化すれば、浄水場の維持管理に有用な情報を提供できるだけでなく、将来はフロック形成機構の解明やフロック形成制御が可能になると考えた。

1.3.2 急性毒物監視

急性毒物の監視は、通常の日視観察法の他にも各種の自動監視法が研究されている。検知方式を大別すると、呼吸系や循環器系の活動状態など魚類の生理的特性を化学的または電気的に検出する方式と、行動パターンの特徴を電気的に検出する方式とになる。これらの方式を表1.4にまとめる。

前者の方式では、酸素消費量を測定する方式⁶²⁾、排気炭酸ガス濃度を検知する方式⁶³⁾、呼吸回数をえら蓋の活動電位などから検出する方式^{64~71)}、心電図により心拍数を測定する方式⁷²⁾などが知られている。これらの中で、水槽内に浸漬した電極を用いて呼吸回数や魚の動きを電気的に検出する方式は、Spoor, W.A., W.S.G. Morganら⁶⁴⁾、J. Cairns, Jr.ら^{65,66)}、松尾らによる^{73,74)}研究例が知られている。これらの方式は検出感度は比較的高いが、外乱の影響が大きいなど、オンラインで監視するには改善の余地があり、また魚類の生理に詳しい専門家も必要とする。

行動パターンを電気的に検出する後者の方式^{75~80)}は、鼻上げ行動、狂奔行動、及び忌避行動⁷⁵⁾などを検出するもので、光電管を用いる方式が一般的である。W.T. Wallerら^{76,77)}、中村、田沢⁷⁸⁾ら、森原は1~3箇所に設置した光電管を用い、これをよこぎる回数などから魚類の活動状態を評価する方式を提案している。これら光電管を用いる方式は前者と比較すれば検出感度はやや劣るが、魚類の大まかな動きしか検出できないために、急性毒物を正確に判定するには判断情報が不足していると思われる。これらに対して、著者は、より定量的できめこまかな計測手法として画像処理を適用した。特に、本研究は魚の2次元的な動きを解析しようとするものである。

この他に、松尾らは呼吸状態を電極で測定し、かつ忌避行動をフォトダイオードで検知⁶⁸⁾する複合方式を提案した。また、実際の浄水場での実用については、大久保らは水面近く⁸⁰⁾

表 1.4 魚類を用いた水質監視自動化の研究例

方 式	着目因子	研究者	供 試 魚	毒物及び濃度	反応時間	備 考	文 献
電極式	活動量, エラ呼吸 など	Spoor, W.A.	ブル-ギル(10cm)	—	—	水温の影響あり	64)
		Morgan, W.S.G.	オオクチバス	$CN^- = 0.01 \text{ mg/ } \ell$	2~4時間		65)
		Cairns, J. Jr	ブル-ギル	$Zn^{2+} = 4.16 \text{ mg/ } \ell$	11時間		74)
		Evance, G.P.	ニジマス	$\gamma\text{-HCH} = 60 \mu\text{g/ } \ell$	15分		71)
		松尾	フナ(19-22cm)	$CN^- = 0.05 \text{ mg/ } \ell$	10分		67)
光電管	行動異常	Waller, W.T.	ブル-ギル	Zn^{2+}	—	忌避行動, 活動量 忌避行動	75)
		中村	アブラハヤ	$pH < 3, > 10.5$	—		77)
		田沢	ウグイ	農薬(高濃度)	5分		78)
		森原	ヨシノボリ	$CN^- \geq 0.5 \text{ mg/ } \ell$	—		79)
心電図	心白数	佐伯	コイ	$CN^- = 1.0 \text{ mg/ } \ell$	10 秒		72)
排CO ₂	呼吸量	池口	キンギョ	$CN^- = 1.0 \text{ mg/ } \ell$	1 時間		63)
画像処理	鼻上げ	西岡	コイ, キンギョ	ホルムアルデヒド	—	アナログ2値化法	104)

に浮上した魚を光電管で検知する方式を報告している。しかし、これらの実験結果については未発表である。

1.4 画像監視の背景

1.4.1 画像処理技術の背景と導入の課題

コンピュータの歴史は1946年のENIAC以来、まだ40年を過ぎたばかりである。初期の約20年間は、用途の殆どが数値計算であったが、1960年代に入って図形や画像情報が研究の対象になり始め、1970年代になると三次元物体の認識⁸¹⁾、コンベア上⁸²⁾部品の形状識別など、産業応用の研究が進展した。70年代後半になると、応用範囲が急速に拡大し、部品の位置決めや製品検査⁸³⁾を初め、形状識別に限ってもトランジスタから魚の形状⁸⁴⁾まで画像処理の対象になってきた。さらに、生物の行動解析⁸⁵⁾に画像処理技術を適用する試みもなされてきた。^{86~90)}このように、産業分野を中心とする一連の目視自動化は、近年は高機能のF A (Factory Automation) システムのサブシステムとして位置付けられてきた。これは、生産自動化システムとしてのロボットに、視覚機能の付与を意図するものといえよう。しかし、画像処理から見た生産ラインの特徴は、撮像環境や設置環境が人為的に制御可能なことであり、このため従来は2値化処理によって抽出対象を識別可能な場合が多かった。また、識別対象も大きさと形状とが定形のものが多く、認識も比較的容易であったように思われる。

しかし、浄水場のように自然環境下で移動するプロセスを対象とする場合には、画像そのものの明るさが変化する可能性があり、2値画像処理の適用には限界がある。このため、撮像条件を整備することに加えて、2値化の前処理法として濃淡画像処理の適用が不可欠になってくる。これまで、濃淡画像処理の実行は、計算時間が長く、ミニコンクラス以上の限られた計算機で行なわれていた。しかし、画像処理専用のL S I⁹¹⁾やSPIDER⁹²⁾などの汎用的なソフトウェアの開発によって、比較的安価なシステムでしかも高速処理が可能になってきている。この傾向は今後加速され、これら画像処理技術の適用範囲がさらに拡大していくものと予想される。

撮像条件の整備については浄水場では特別の配慮を要する。比較的水のきれいな浄水場の場合でも藻の発生や汚れの付着に対する対策が必要である。このように、画像処理技術の浄水場への導入は一般産業分野に比較すると、困難な面が多いと言えよう。

これらの課題を克服して、本研究は、浄水場への画像処理技術の応用により信頼性の向上を目的にするが、このような画像処理技術を応用した監視システムは、次のような特長が期待できよう。

- (1) 従来実施されている目視観察からスムーズに移行し易い
- (2) 連続的かつ定量的である
- (3) 個人差がない

1.4.2 画像処理技術の適用例

画像処理技術を下水処理場や浄水場に応用する先駆的な試みが、近年、京都大学を中心とするグループによって相次いでなされた。1983年に、津村らは、活性汚泥プロセスの維持管理上、問題となる糸状性微生物の量を定量化する手法として、画像処理技術応用システムを報告した。このシステムは、糸状性微生物の長さなどを顕微鏡、テレビカメラ、及びマイクロコンピュータを用いて計測するものである。この研究と並行して、画像処理技術は適用されていないが、テレビカメラによる活性汚泥等の定量的計測手法の開発が試みられた。その後、一連の研究により、画像認識方法の改良、並びに高速画像処理装置の適用が進められ、認識精度の向上と処理時間の大幅な短縮が達成された。⁹⁴⁾

これらの動きに触発されて、1985年には、毒物の流入時に魚類が水面に浮上する現象を、画像処理で検知する試みがなされた。これは浮上した魚を2値化処理するものであるが、この方式の適用可能性やその後の実験結果について報告されていない。^{95,96)}

なお、同様に結果についての報告はないが、著者は、1977年に、写真撮影したフロックを画像処理する方法について予備検討を行った。しかし、2値化レベルによってフロックの大きさが異なってくるという問題にぶつかり、この目論みは成功しなかった。^{97~103)}

1.5 本研究の位置付け

1.5.1 フロック画像監視の位置付け

凝集・フロック形成・沈殿の一連の密接に関与する単位操作を概観すると、処理状況を的確に把握するためにはマイクロフロックから粗大フロックにいたる粒径分布の計測が有効であるが、実用性からみればできるだけシンプルな計測が望まれる。1.2.1節で述べたように、残留濁度の直接的制御の観点からは一面的な監視にはなるが、現行の目視による粗大フロックの監視が実際に有効であることから、本研究では、粗大フロックの監視という切り口から研究を進めた。特に、画像処理によるオンライン・リアルタイム監視を目指す。残留濁度の制御については、フロック粒径分布やフロック全体の平均密度という観点から考察するにとどめ、未凝集粒子の直接的評価と積極的な沈殿制御の具体策については今後の課題と位置付ける。ただし、本研究で提案する画像処理手法はこれら今後の課題を研究する上で、凝集並びに沈殿現象の定量的な計測にも基本的に応用可能と考える。¹⁰⁴⁾

1.5.2 画像による急性毒物監視の位置付け

今日的な問題として微量化学物質の影響が憂慮され、遺伝子レベルでの影響をより厳密に明らかにするために変異原性や発癌性などが注目されている。一方、未知物質も含めて原水水質が生体へ及ぼす急性毒性を常時総合的に判断するためには、当面、魚類による水質監視が簡便かつ有効である。急性毒物が河川に混入する事故がまだ散見される現実に照らすと、これを早期に検知することの重要性はいうまでもない。表1.5は東京都におけ¹⁰⁵⁾

表1.5 東京都における毒物流入事故の概要

発 生 日	水 系	河 川 名	原 因	影 響
49.10.25	荒 川	入 間 川	シ ア ン	朝霞浄水場 9 時間取水停止
50.11.13	江戸川	江 戸 川 中 川	シ ア ン	金町浄水場 4 時間50分取水停止
51. 1.19	利根川 上流	井 野 川 鳥 川 利 根 川	フ ェ ノ ール	武蔵水路 20時間45分取水停止
51.10.13	荒 川	小 畔 川 (入間川支流)	B 重 油	三園浄水場 39時間55分取水停止
51.12.20	利根川	染 谷 川	シ ア ン	武蔵水路 22時間20分取水停止
56. 1.13	荒 川	荒 川	シアン汚泥	三園浄水場 7 時間45分取水停止
58.12.26	利根川	利 根 川	シクロヘキ シルアミン	三園、金町取水削減

る水質事故例を示したものであるが、水質事故例としては工場廃水に起因するシアン化合物や農薬などが多い。これらのことから、本研究では、急性毒物を早期検知することを目的とし、特に、画像処理による連続監視機能の開発を目指す。

1.5.3 画像監視技術の位置付け

本研究は、フロックと魚類の行動とをあるがままの状態で連続的かつ定量的に監視するために、画像処理技術を適用する。この基本的な考えは、人間の視覚機能をコンピュータの目(画像認識解析技術)により代替しようとするものであるが、著者は、現在の画像処理技術は機能面ではまだ人間の視覚能力を超えるものではない、と判断している。最終的に、本研究は自動監視による警報発生を目指すものではあるが、いたづらに自動化しようとするのではなく、むしろ、監視の連続化と定量化によりオペレータに適切な情報を提供することをまず第1目的と考えている。いずれにせよ、近年の著しい技術進歩により高速の画像処理演算が可能となり、維持管理の信頼性向上と高度化を支援できる環境が整ったといえるであろう。

1.6 本研究の目的

現在、浄水場においてフロック監視と魚類の行動監視とは目視に依存している。本研究は、これら目視監視のあいまいさや間欠性を克服して、より定量的でしかも連続的な監視情報を提供し、プロセス監視の信頼性をさらに向上させることを目的とする。この目的を達成するために、本研究では、近年技術進歩の著しい画像処理技術を応用した。

1.6.1 フロック画像監視の目的

フロック画像監視システムに必要な機能を以下にまとめる。

- (1)フロック形成状況の把握……フロック粒径(最大粒径が1~5mm)をできるだけ高精度で把握できること
- (2)オンライン計測………フロック形成池内の懸濁液をサンプリングせずに直接監視できること
- (3)リアルタイム計測………実用上許容される時間(少なくとも30分以内、できるだけ速やかに)でフロック形成状態を評価できること
- (4)メンテナンス………汚れ付着の防止などメンテナンスが自動化されていること

1 μ mオーダーの未凝集粒子から1mmオーダーの粗大フロックまで、広い粒径レンジの凝集粒子を同一手段で計測することは困難である。例えば、未凝集粒子の計測に重点を置いて撮像系の拡大倍率を上げると、粗大フロックの出現頻度が激減するため母集団を再現するた

めにはサンプリング画面数が膨大になり、(3)のリアルタイム計測を達成できなくなる可能性が高い。そこで、本研究では目視可能なフロックの監視を目標にし、未凝集粒子の計測については今後の課題とする。

なお、(2)のオンライン計測を達成するために、フロック形成池で流動するフロックをオンラインで撮像する水中カメラを用い、(4)のメンテナンスを容易にするために観察窓などを自動的に清掃するワイパーを設置した。これらの詳細は第2章で説明する。

(1)のフロック形成状況の把握については、水中カメラで撮像したフロック画像からフロックのみを選択的に認識する画像認識方法、並びに、フロック形成の特徴を抽出する解析手法の開発が必要である。また、これらの結果を実浄水場で確認すること、さらに、画像監視した情報に基づいて、適切な凝集剤注入のための指針を得ることも将来重要な課題になる。本研究では、これらの実現を目的とする。

1.6.2 画像による急性毒物監視支援の目的

急性毒物の監視システムの機能面の課題について、松尾らは次の5項目を挙げている。⁶⁸⁾

- (1)供試魚をなるべく自然な状態で保つこと
- (2)適当な魚種の選定
- (3)正確な情報を得るための必要最低供試魚数の設定
- (4)異常値の判定
- (5)操作の単純化

そこで、魚類行動の画像解析による急性毒物監視支援システムの開発に当たってもこれらの課題に答えることを目指した。また、実用する際の性能面でいえば、検知濃度という分析的観点に加え、監視の連続性がより重要になる。

本システムの開発に当たっては、魚類の行動を連続監視するために、まず、魚類の効果的な画像認識方法と認識結果に基づいた行動パターンの評価方法の確立が必要である。また、急性毒性物質の存在を判定するためには、外乱因子が魚類の行動に及ぼす影響も把握しておく必要がある。また、魚は1尾だけでなく、実際の飼育方法と同様に、複数の魚にも適用できる画像監視手法の開発が望まれる。また、代表的な魚種への適用可能性と急性毒性物質の濃度の影響などを調べる必要がある。本研究はこれらを明らかにし、急性毒物監視を支援することを目的とする。

1.7 本論文の構成と概要

第1章では、本研究の背景、従来の研究、本研究の目的、及び本論文の構成について述べる。本論文は2編からなる。第1編(第2章～第6章):「フロック画像監視システムの研究」と、第2編(第7章～第11章):「魚類行動の画像解析による急性毒物監視支援システムの研究」である。

第2章では、画像認識によるフロック監視システムのハードウェアを提案する。フロックの画像認識法としては空間フィルタ法を適用し、この方法の高速演算方式について述べる。さらに、フロックの投影面積及び沈殿体積を実測して計測誤差を評価した。第3章では、フロック画像から粒径分布を求め、フロック形成特性並びに沈降特性を評価すると共に、フロックの体積濃度分布が対数正規分布に適合することを示す。また、フロックの密度と残留濁度との関係を調べる。第4章では、4段からなるフロック形成池においてフロック形成過程を監視可能なことを示す。さらに、硫酸アルミニウム注入率を低減させてフロックを監視した実験により凝集剤使用量の低減が期待できることを示す。第5章では、原水濁度及び原水流量がフロック形成過程に及ぼす影響を明らかにする。第6章では、約1年間のフロック画像データ及び水質データを多変量解析し、フロック形成因子について検討する。

第2編において、第7章では魚類をリアルタイムで安定に画像認識する方法を提案する。ここでは、認識した画像から魚類の行動パターンを評価する因子として位置分布と速度分布とを提案する。第8章では、特に位置分布に基づいて急性毒物を検知するが、評価指標として“鼻上げ行動指標”を提案する。第9章では、4魚種についての適用可能性を確認すると共に、魚の水深方向の位置分布に関する統計モデルとして指数分布が適合することを示す。さらに、これに基づいて急性毒物の判定基準値算出法を導く。また、環境因子として水温と溶存酸素濃度の影響を明らかにする。第7章から第9章までは1尾の魚を対象にしたが、第10章では、第8章で提案した、“鼻上げ行動指標”を、複数の魚について適用可能なように拡張する。本指標は、4魚種の場合、及び実際の飼育系を模擬して複数の魚種を混合した場合のいずれにも適用可能なことを確認する。第11章では、複数の魚(タナゴ)を用いて、シアン濃度が水深方向の行動パターンに及ぼす影響を調べ、 $CN^- = 0.05 \sim 1.0 \text{ mg/l}$ を10分で検知可能なことを示す。

第12章では、本研究の結果を要約して結論とすると共に、今後の課題と展望について簡単に述べる。

1.8 参考文献

- 1)日本水道協会：水道維持管理指針(1982年版)，p409(1982)
- 2)日本水道協会：水道維持管理指針(1982年版)，p61(1982)
- 3)日本水道協会：水道維持管理指針(1982年版)，p471(1982)
- 4)日本水道協会：水道維持管理指針(1982年版)，p80(1982)
- 5)北川晴雄：毒性学，南江堂，pp.277～329(1982)
- 6)江上信雄：実験動物としての魚類－基礎実験法と毒性試験－，ソフトサイエンス社（昭56）
- 7)篠目寛大，浦野紘平：多摩川河川水の変異原性，第21回水質汚濁学会講演集，pp249～250（1987）
- 8)松井三郎，山本良子，高波正志：枯草菌Rec-assay液体法によるアルデヒド類のDNA損傷性の評価，第21回水質汚濁学会講演集，pp.243～244(1987)

- 9)小野芳郎, 宗宮功, 河村正純: オゾン処理生成物の染色体異常試験による変異原性の評価,
pp.373~374(1988)
- 10)日本水道協会: 水道維持管理指針(1982年版), p33(1982)
- 11)田端健二: ヒメダカを供試魚とするT L_m標準試験法の提案, 用水と廃水, Vol.14, No.10,
pp51~57(1972)
- 12)齊藤克夫: 魚類による水質モニタリングー横浜市におけるコイによる工場排水の評価手法に
ついてー, 水質汚濁研究, Vol.8, No.9, pp.15~19(1985).
- 13)田端健二: 水棲生物による工場排水の毒性試験方法(その1)ー魚類によるT L_m試験法につい
てー, 工業用水, No.177, pp.49~56(1973).
- 14)田端健二: 水棲生物による工場排水の毒性試験方法(その2)ー魚・貝・藻類を用いる各種試験
法についてー, 工業用水, No.178, pp.38~46(1973).
- 15)田端健二: 魚介類飼育による生物学的水質監視の方法と問題点, 用水と廃水, Vol.16, No.5,
pp.33~38(1974)
- 16)Q.J.Strober, P.A.Dinnel, E.F.Hurlburt and D.H.DiJuli: Acute toxicity and behavioral
responses of Coho Salmon (Cymatogaster aggregata) to chlorine in heated sea-water,
Water Res. Vol.14, pp.347~354(1979)
- 17)永田悦史, 三浦良輔: 浄水処理制御技術, 電気学会雑誌, 104, 12, pp.1069~1072(1984)
- 18)北島道行, 塚本浩康: 薬品注入の電算化, 第32回全国水道研究発表会講演集, pp.326~328
(1980)
- 19)仁上隆, 仲道和仁: 経済的薬品注入, 第32回全国水道研究発表会講演集, pp.323~325(1980)
- 20)桐山比呂志, 小原駿一郎, 加本明: デジタルコントローラによる最適薬品注入制御, 第29
回全国水道研究発表会講演集, pp.249~251(1977)
- 21)菊地正志: 濁度と凝集剤注入率についての一考察, 第30回全国水道研究発表会講演集, pp.348
~353(1978)
- 22)西原幸一, 大西昌平: 香川用水のための薬注モデル試案, 第31回全国水道研究発表会講演集,
pp.334~336(1979)
- 23)小椋庄二, 吉田忍: 薬品注入のオペレーションガイダンス, 第31回全国水道研究発表会講演
集, pp.337~339(1979)
- 24)桜井賢一: 凝集剤注入モデル式の研究(その1), 第26回全国水道研究発表会講演集, pp.303~
305(1975)
- 25)芳賀鉄郎, 斎藤幸雄, 鈴木程久, 柏木雅彦: 三次元水質補正薬注制御システムの運用法,
第31回全国水道研究発表会講演集, pp.340~342(1980)
- 26)Vold, M.J.: Computer simulation of floc formation in a colloidal Suspension, Journal
of Colloid Science, Vol.18, pp.684~695(1963)
- 27)Kottler, F.: The Logarithmic-Normal Distribution of Particle Sizes: Homogeneity and
Heterogeneity, Communication No.1401 from the Kodak Research Laboratories, April,
pp.442~448(1952)
- 28)Kottler, F.: The Distribution of particle sizes :Part 2, Communication NO.1269 from
the Kodak Research Laboratories, Nov., pp.419~441(1950)

- 29)Kottler,F. :The distribution of particle sizes,J.F.I.October,pp.339~356(1950)
- 30)Gillespie,T. :The effect of size distribution on the rate constants for collisions in disperse systems, Journal of Colloid Science,Vol.18,pp.562~567(1963)
- 31)Willeke,K.,Whitby,K.T.,Clark,W.E.and Marple,V.A. :Size distribution of Denver aerosols— A comparison of two sites,atmospheric environment,Vol.8,pp.609~633(1974)
- 32)Tolfo,Flavio, :A simplified model of aerosol coagulation, J.Aerosol science, Vol. 8, pp.9~19(1977)
- 33)Kapur,P.C. and Fuerstenau,D.W. :A coalescence model for granulation,I&EC Process Design and Developement,Vol.8,pp.56~62(1969)
- 34)Sastry,Kalanadh V.S. and Fuerstenau,Douglas W. :Size distribution of agglomerates in coalescing dispersed phase systems,I&EC Fundamentals,Vol.9,pp.145~149(1970)
- 35)Kapur,P.C. :Kinetics of granulation by non-random coalescence mechanism,Chemical Engineering Science ,Vol.27,pp.1863~1869(1972)
- 36)Huck,Peter M.and Murphy,Keith L. :Kinetic model for flocculation with Polymers, Journal of the Environmental Engineering Division,August,pp.767~784 (1978)
- 37)Lawler,Desmond F.,Izurieta,Edmundo and Kao,Chein-Ping, :Changes in particle size distributions in batch flocculation, Research and Technolog, Journal AWWA,December, pp.604~611(1983)
- 38)Francois,R.J. and Van Haute,A.A. :Structure of hydroxide flocs, Water Res.,Vol.19, pp.1249~1254(1985)
- 39)Snodgrass,W.J.,Clark,Mark M.and O'Melia,Charles R. :Particle Formation and Growth in Dilute Aluminum(III) Solutions,Water Res.,Vol.18,pp.479~488(1984)
- 40)Parker,D.S.,Kaufman,Warren,J. and Jenkins, David :Floc breakup in turbulent flocculation processes, Journal of the Sanitary Engineering Division,Proceedings of the American Society of Civil Engineers,February,pp.79~98(1972)
- 41)Broadway,J.D. :Dynamics of growth and breakage of alum floc in presence of fluid shear, Journal of the Environmental Engineering Division,October,pp.901~915(1978)
- 42)Beal,S.K. :Turbulent agglomeration of suspensions, Aerosal Science,Vol.3,pp.113~125(1972)
- 43)Ives,K.J. and Bhole,A.G.:Thoery of flocculation for continuous flow system, Journal of the Environmental Engineering Division,February,pp.17~34(1973)
- 44)丹保憲仁,渡辺義公:フロッキュレータの合理的設計(Ⅲ),水道協会雑誌,449号,pp.2~17(1972)
- 45)丹保憲仁,渡辺義公:フロッキュレータの合理的設計(Ⅳ),水道協会雑誌,454号,pp.27~37(1972)
- 46)Wang,R.H.and Fan,L.T. :Stochastic modeling of segregation in a motionless mixer, Chemical Engineering Science Vol.32,pp.695-701(1977)
- 47)馬場研二,堀田和之:ブロック形成過程のマルコフモデルの提案,第15回衛生工学研究討論会講演概要集,pp.7~12(1979)
- 48)Grahm,S.C.and Robinson,A. :A comparison of numerical solutions to the self-preserving size distribution for aerosol coagulation in the free-molecule regime, J.

- Aerosol Science, Vol.7, pp.261~273(1976)
- 49) Pich, J., Friedlander, S.K and Lai, F.S.: The self-preserving particle size distribution for coagulation by Brownian motion-III., Aerosol Science, Vol.1, pp.115~126(1970)
- 50) Wang, C.S. and Friedlander, S.K. : The self-preserving particle size distribution for coagulation by brownian motion: II. Small particle slip correction and simultaneous shear flow, Journal of Colloid and Interface Science , Vol.24, pp.170~179(1967)
- 51) Friedlander, S.K. and Wang, C.S. : The self-preserving particle size distribution for coagulation by Brownian motion, Journal of Colloid and Interface Science, Vol.22, pp.126~132(1966)
- 52) Swift, David and Friedlander, S.K. : The coagulation of hydrosols by Brownian motion and laminar shear flow, Journal of Colloid Science, Vol.19, pp.621~647(1964)
- 53) Rajagopal, E.S. : Statistical theory of particle size distributions in emulsions and suspensions, Kolloid-Zeitschrift, Februar, Band 162, pp.86~92(1959)
- 54) Epstein, B.: The mathematical description of certain breakage mechanisms leading to the logarithmic-normal distribution, J.F.I., December, pp.471~477(1947)
- 55) Davies, C.N. : Size distribution of atmospheric particles, Aerosol Science, Vol.5, pp.293-300(1974)
- 56) 丹保憲仁, 渡辺義公: アルミニウム・フロックの密度に関する研究 (I), 水道協会雑誌, 397号, pp.2~10(1967)
- 57) 丹保憲仁, 渡辺義公, 清水慧: アルミニウム・フロックの密度に関する研究 (II), 水道協会雑誌, 410号, pp.11~14(1968)
- 58) 古賀憲一, 栗谷陽一, 楠田哲也: フロックの基礎的性質に及ぼす攪拌の影響, 535号, pp.39~45(1979)
- 59) 古賀憲一, 栗谷陽一, 楠田哲也: フロックの基礎的性質に及ぼす濁質濃度の影響, 534号, pp.11~18(1979)
- 60) 有川忠男, 藤下薫: 滝之神浄水場における水質管理および水質監視装置, 水道協会雑誌, 523号, pp.77~83(1978)
- 61) 梶正一, 井田弘, 服部和夫: 浄水場内処理水中懸濁粒子の個数と粒径分布, 水道協会雑誌, 550号, pp.2~9(1980)
- 62) 管野明男, 近藤純一郎, 磯村康博, 天羽孝志: 水中生物の呼吸量測定による有害物質の迅速監視 (I), 水道協会雑誌, NO.509号, pp.13~25(1977).
- 63) 池口隆, 野北舜介: 指標生物による有害物質流入の早期検知法, 第30回全国水道研究発表会, pp.422~424(1977).
- 64) Spoor, W.A., Neiheisel, T.W., Drummond, R.A. : An Electrode Chamber for Recording Respiratory and Other Movements of Free-swimming Animals, Trans. Amer. Fish. Soc. No.1, pp.22~28(1971).
- 65) Morgan, W.S.A. : An Electronic System to Monitor the Effects of Changes in Water Quality on Fish Opercular Rhythms, ASTM., pp.38~55(1977)

- 66)Morgan,W.S.A. : Fish Locomotive Behavior Patterns as a Monitoring Tool, Jour.WPCF.,51, 3,pp.580~589(1979)
- 67)松尾雄三：フナのえら蓋の活動電位による急性毒性の監視実験，水道協会雑誌，第54巻，第10号（第613号），pp.17~25.(昭60.10)
- 68)松尾雄三，山田要，淡路和夫：魚類を用いた原水有害物質監視装置及びその実験，用水と廃水，23,12,pp.14~23(1981)
- 69)Geller,W.:A toxicity warning monitor using the weakly electric fish Grathonemus petersi, Water Res. Vol.18,No.10,pp.1285~1290(1984)
- 70)Majewski,H.S. and Giles,M.A. : Cardiovascular-respiratory responses of rainbow trout (Salmo Gairdneri) during chronic exposure to sublethal concentrations of cadmium, Water Res. Vol.15,pp.1211~1217(1981)
- 71)Evance,G.P.,and Johnson,D. : Automatic Detection of Pollution at Drinking Water Intakes Using Fish,Water Supply,Vol.2,pp.35~42(1983)
- 72)佐伯新三，難波憲二，村地四郎：魚類心電図の水質監視への応用，第26回全国水道研究発表会講演集，pp.329~331(1975)
- 73)Cairns,J.Jr and Sparks,R.E. : The use of bluegill breathing to detect zinc. Water Pollution Control Series 180050 EDQ 12/71,U.S.EPA(1971)
- 74)Cairns,J.,Jr.,Lanza,G.R.,Sparks,R.E.,Waller,W.T. : Developing biological information system for water quality management, Water Resources Bulletin,American Water Resources Association,Vol.9,No.1,pp.81~99(1973)
- 75)Waller,W.T.,and Cairns,J.Jr. : The Use of Fish Movement Patterns to Monitor Zinc in Water, Water Res.,Vol.6,pp.257~269(1972)
- 76)中村文雄：魚類の行動変化に基づく水質の常時監視方法に関する基礎的研究(Ⅰ)，水道協会雑誌，第54巻，第1号(第604号)，pp.17~26(1985)
- 77)中村文雄：魚類の行動変化に基づく水質の常時監視方法に関する基礎的研究(Ⅱ)，水道協会雑誌，第54巻，第8号(第611号)，pp.12~23(1985)
- 78)田沢紀陽，井部寿生：魚類を利用した水質連続監視装置の実験例，全国水道研究発表会講演集，pp.339~341.(忌避行動の検知)
- 79)森原一範：底生魚を利用した毒物早期検知の実験例，第31回全国水道研究発表会講演集，pp.322~324(昭55)
- 80)大久保勉，榎本善光：水道事業の原水管理計器，水道協会雑誌，第523号，pp.58~64(昭和53)
- 81)Ejiri, M. et. al. : A prototype Intelligent robot that assembles objects from plan drawings, IEEE Trans. on Computers,Vol.C-21,No.2,pp.161~170(1972)
- 82)依田晴夫，池田貞弘，江尻正員：回転形パターンマッチングによる形状選別の試み，計測自動制御学会論文集,Vol.10,No.3,pp.284~289(1974)
- 83)鳥野武，江尻正員，徳永昶：移動物体実時間視覚認識方式とその応用，電気学会論文誌，Vol.96-C, No.3,pp.49~55(1976)
- 84)柏岡誠治，江尻正員，坂本雄三郎：時分割パターン認識による群制御トランジスタ組立システム，電気学会論文誌，Vol.96-C,No.1,pp.9~16(1976)

- 85) 島立征夫, 野村良忠, 井出俊之, 伊藤修孝: パターン計測技術応用の魚種・魚体自動選別装置, 三菱電機技報, Vol.56, No.3, pp.44~48(1982)
- 86) 太田祐一, 梅原智夫, 土屋明: TV画面上の魚の位置座標検出装置の試作—人工的な水中音に対する魚の行動解析法—, 東海大学紀要海洋学部, 第16号, pp.127~138(1983)
- 87) 長谷川英一: 2台のカメラによる魚類の群れ構造の3次元解析方法の改良, 日本大学農獣医学部学術研究報告, No.39, pp.218~223(1982)
- 88) 小林哲生, 清水孝一, 松本伍良: 画像処理による生体近傍電界解析の自動化, 電子通信学会技術報告, Vol.81, No.54, pp.55~60(1981)
- 89) Kernan, W.J. Jr, Higby, W.J., Hopper, D.L., Cunningham, W., Lloyd, W.E. and Reiter, L.: Pattern recognition of behavioral events in the nonhuman primate, Behavior Research Methods & Instrumentation, Vol.12(5), pp.524~534(1980)
- 90) 浅田稔, 谷内田正彦, 辻三郎: 運動物体の検出と追跡, 信学技報, PRL78-10, pp.25~32(1978)
- 91) 福島忠・小林芳樹・平沢宏太郎・板東忠秋・江尻正員: 画像処理用LSI—Image Signal Processorのアーキテクチャ, 電子通信学会論文誌, J66-C, 12, pp.959~966(1983)
- 92) 松山隆司, 飯田記子: 画像処理のすすめ(1)—画像処理システムと画像処理用ソフトウェア・パッケージSPIDERの概要—, 京都大学大型計算機センター広報, Vol.15, No.1, pp.7~17
- 93) 小林芳樹, 奥山良幸, 折田三弥彦, 浅田和佳, 藤原和起: 汎用画像認識解析装置”HIDIC-IP”, 日立評論, 67, No.9, pp.363~66(1985)
- 94) 津村和志, 平岡正勝, 中野淳: 活性汚泥法制御のための画像処理システム開発に関する研究(1), 第38回土木学会年次学術講演集, (1983)
- 95) 松井三郎, 山本良子: カラーモニターテレビを用いた活性汚泥の糸状性細菌長、糸状細菌長およびフロック投影面積の測定, 下水道協会誌, Vol.20, No.224, pp.17~24(1983)
- 96) 山本純雄, 鎌田治, 佐藤啓仁, 箱守京次郎: 斜面投影法による活性汚泥フロックの粒度測定, 水質汚濁研究, Vol.7, No.8, pp.504~509(1984)
- 97) 坪田浩治, 平岡正勝, 津村和志: 糸状性微生物長計測システム, 土木学会第40回年次学術講演会講演概要集(昭60,9)
- 98) 蜷川一義, 平岡正勝, 津村和志: 画像処理によるフロック構造の計測, 土木学会第40回年次学術講演会講演概要集(昭60,9)
- 99) 榎本方士, 平岡正勝, 津村和志: 動画画像処理による活性汚泥中微生物群構成の定量化に関する研究, 土木学会第40回年次学術講演会講演概要集(昭60,9)
- 100) Tsumura K. and Hiraoka M.: Digital Image Processing for Measuring the Length of Filamentous Microorganisms in Activated Sludge; Instrumentation and Control of Water and Wastewater Treatment and Transport Systems, IAWPRC, pp.741~744(1985)
- 101) 平岡正勝, 津村和志, 馬場研二: 微生物計測のための高速画像処理技術, 第20回水質汚濁学会講演集, (1986)
- 102) 津村和志, 平岡正勝, 堺好雄: 高速画像処理装置を用いた糸状性微生物長の計測, 第20回水質汚濁学会講演集, (1986)
- 103) 平岡正勝, 津村和志, 馬場研二: 活性汚泥微生物の画像認識技術, 第23回下水道研究発表会講演概要集, (1986)

- 104)西岡憲太郎,高瀬格,寺岡心光：原水毒物検知システム,第38回全国水道研究発表会講演概要集,
pp.464～466(昭60)
- 105)東京都水道局水道施設調査会：東京都における水道システムの今後のあり方について－21世紀を
めざして－,p43(昭60.12)

第 1 編

フロック画像監視システムの研究

第2章 フロックの画像認識法の検討

第 2 章

フロックの画像認識法の検討

概 要

現在、目視に依存しているフロック監視を定量的かつ連続的に行う目的で、画像認識によるフロック監視システムを提案し、久留米広域上水道企業団・荒木浄水場に適用した。フロックを画像認識する方法として、 6×6 画素をマスク領域とする空間フィルタリング法を適用した。本法では、フロックの輝度分布パターンに模擬して加重係数を設定し、さらに、演算を高速化させるために、マスク領域を 3×3 画素に分割する計算方法を考案した。この結果、粒径と輝度の異なるフロックを効果的に画像認識できることを確認した。凝集剤(水道用ポリ塩化アルミニウム)注入率を操作した実験を行い、フロック沈殿体積値と画像計測値とを比較した。その結果、両者の増加傾向が一致することを確認した。

2.1 緒 言

凝集プロセスは急速ろ過法の重要な単位操作の一つであるが、フロック形成状況のオンライン監視手段が未開発であるため、これまでオペレータによる目視監視に依存していた¹⁾。著者らは、フロック形成池内で流動するフロックをオンラインで監視できれば、監視を自動化でき、さらには浄水管理に有用な情報を得ることができると考え、フロック画像監視システムの開発を目的に研究を進めた。このシステム実現のため、専用の水中カメラと高速画像処理装置からなるフロック画像監視システムを考案し、久留米広域上水道企業団・荒木浄水場(福岡県久留米市)に適用した。

荒木浄水場ではこれまで水質の信頼性向上や維持管理全般の自動化をはかる目的で、計算機制御システムの導入とその効果的運用が進められてきた²⁾。その一貫として、浄水処理のかなめである凝集沈殿プロセスに関しては、現行の、濁度を指標にした凝集剤注入制御に加えて、フロック監視の自動化が課題であった。そこで、目視によるフロック観察を画像処理技術で代替できれば、フロック形成の良否を直接的に監視でき、定量的かつ連続的なフロック監視が可能になると考えた。

本章では、フロック形成池内で流動するフロック群を画像認識するためのフロック監視システムのハードウェア構成とソフトウェアについてを提案する。

2.2 実験対象施設と実験装置

2.2.1 久留米広域上水道企業団・荒木浄水場

久留米広域上水道企業団・荒木浄水場は、筑後川を水源とし、約93,700m³/日(計画給水人口=622,500人)の浄水能力を有す中規模浄水場である。浄水方式は図2.1に示す標準的な凝集・沈殿・ろ過方式である。

急速混和池(容積55m³, 滞留時間2.7分)手前で水道用ポリ塩化アルミニウム(以下PACと略称する)が注入され、池内で急速攪拌される。フロック形成池は、13.4m(幅)×3.5m(長さ)×3.5m(深さ)の池が3段連続して1系列となる。フロッキュレータパドルは直径3.0mで90度毎に4翼で構成される。攪拌方式は、後続のフロック形成池になるほどパドル回転数が緩やかになるテーパード方式である。攪拌回転数は、1池目が4.34rpm、2池目が2.35rpm及び3池目が1.21rpmであり、各々のG値(at 24℃)は87.01(1/sec)、36.10(1/sec)及び13.59(1/sec)である。

2.2.2 フロック画像監視システムの全体構成

浄水場におけるフロック監視システムの配置を図2.1に、外観を図2.2に示す。システムは水中カメラ、中継盤並びに画像処理装置からなる。

2.2.3 水中カメラ及び中継盤

水中カメラの概要を図2.3に、外観を図2.4に示す。水中カメラの内部に工業用テレビカメラ(日立;KV-12)を設置した。レンズに接写リングを装着してフロック群を拡大撮像した。撮像方向の後方にバックスクリーンを設置し、図2.5に示すようにカメラ本体とバックスクリーンの間隙(16mm)を通過するフロック群を撮像した。撮像領域は、51.7mm(縦)×51.7mm(横)×16.0mm(深さ)である。

間隙幅が厚いと、以下(i)(ii)の不具合が認められた。

- (i)前方と後方とのフロックについて焦点を合致させることが難しい
- (ii)前方と後方とのフロックについて撮像した大きさの差が無視できない

逆に、間隙幅が薄いと、以下(iii)(iv)の不具合が認められた。

- (iii)フロック混合液の流入がスムーズにいかない
- (iv)ワイパー(説明は後述)の設置が困難になる

そこで、これらを勘案して検討した結果、間隙を16mmに設定した。この条件では、フロックは前方と後方で倍率が異なり誤差を生じるが、±5%以内であるので実用上差し支えないと判断した。

バックスクリーンについてはフロックが白色系であることから黒色とし、コントラスト良く認識できるようにした。また、カメラ側のガラス製観察窓とバックスクリーンとを同

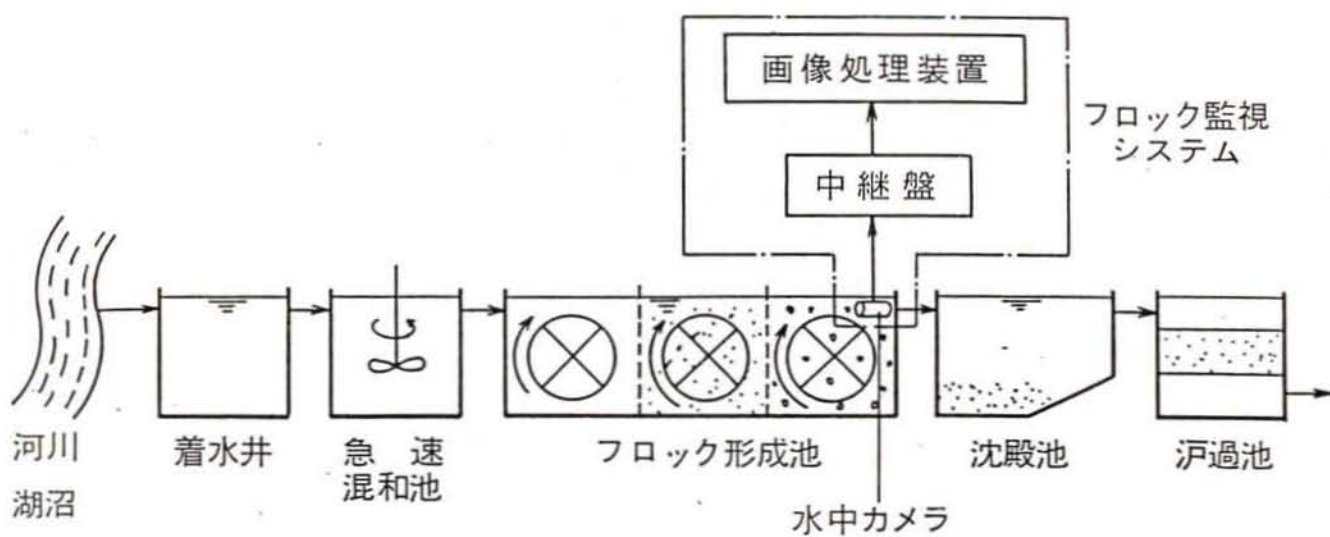


図 2.1 フロック画像監視システムの配置

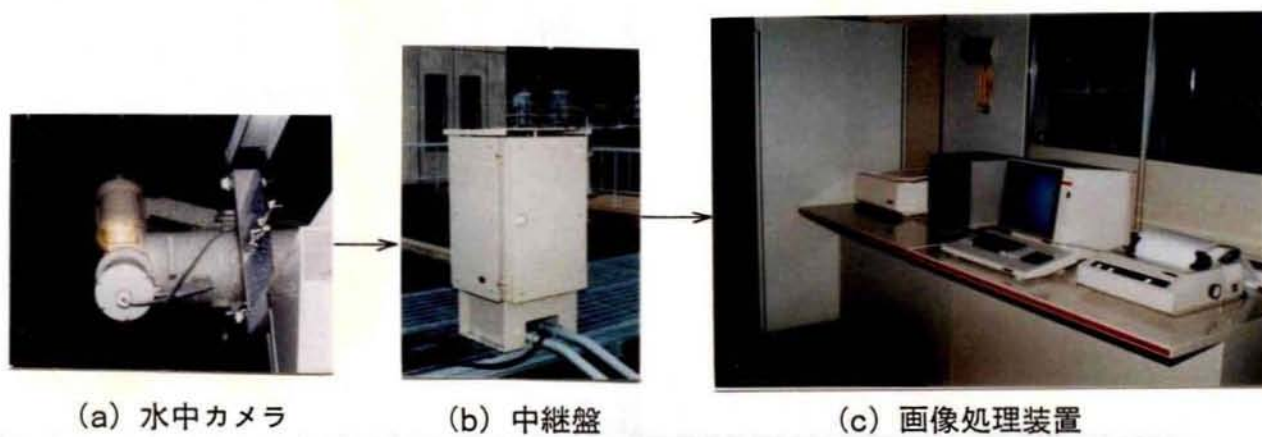


図 2.2 フロック監視システムの外観

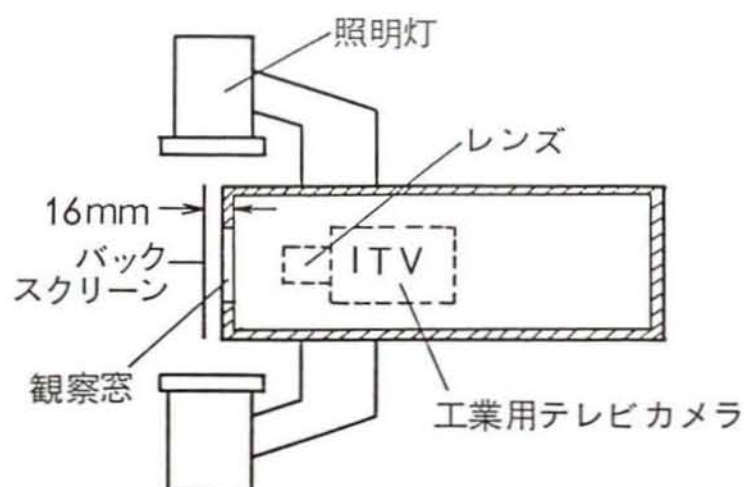
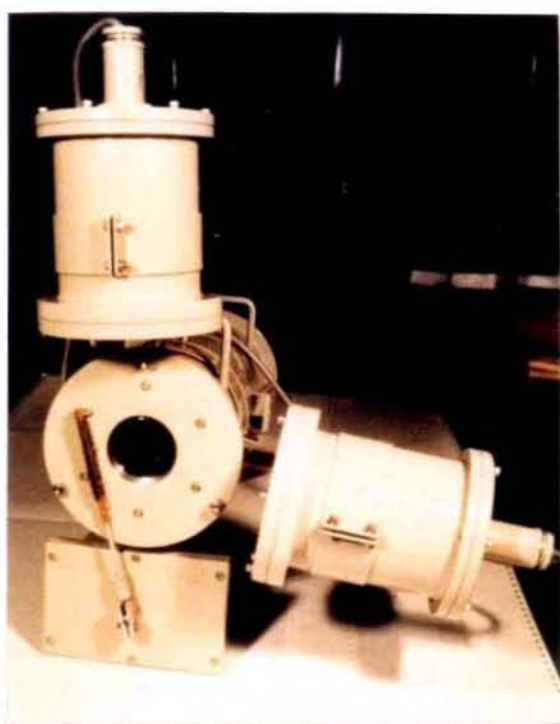
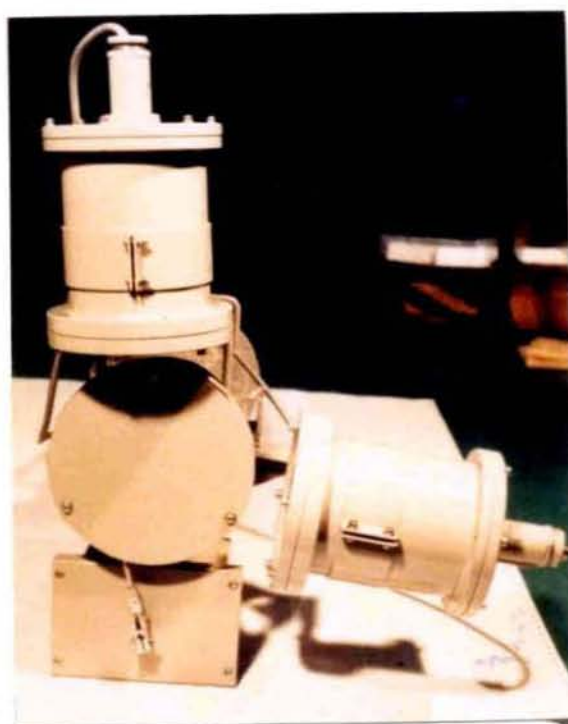


図 2.3 水中カメラの概要



(a) ワイパー部



(b) バックスクリーン設置
(裏側：黒色)

図 2.4 水中カメラの外観

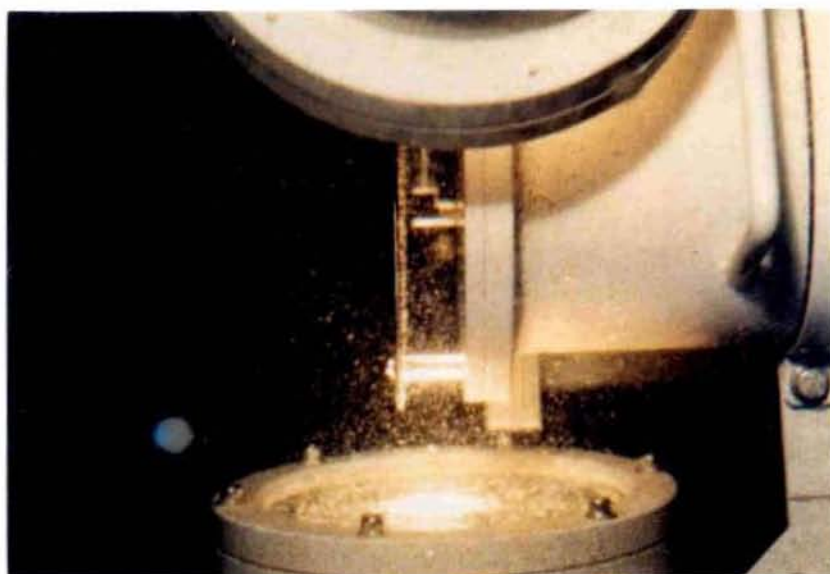


図 2.5 浸漬時の水中カメラ



図 2.6 フロック形成池
(休止中)



図 2.7 水中カメラの設置状況
(引き上げ時)

時に清掃するワイパー(図2.4(b))を設置した。ワイパーを1時間に1回自動で作動させた。なお、この清掃頻度で藻類や汚れの付着は認められなかった。また、250Wの照明灯を2灯設置し、太陽光の影響がないことを確認した。

フロック形成の最終結果を監視する目的で、水中カメラを図2.6に示すように、フロック形成池の最終池(第3段目)に浸漬した。引き上げ時の設置状況を図2.7に示す。水中カメラは、隣接するフロッキュレータパドルと衝突しない位置(図2.6)として、パドル間の水深=0.5m(カメラ位置)の所に浸漬した。

中継盤(図2.2(b))は現場操作盤に相当する。工業用テレビカメラから得られたフロック濃淡画像のアナログ信号を、画像処理装置に伝送した。画像処理装置は、約170m離れた中央監視室内に設置した。

2.2.4 画像処理装置³⁾

画像処理装置は、中継盤から送信された濃淡画像のアナログ信号を0.017秒でA/D(アナログ/デジタル)変換する。画像処理では空間的な広がりと明るさをデジタル化して取り扱い、このデジタル化した静止濃淡画像を濃淡画像メモリに格納する。画像を図2.8に示すように、240画素(縦)×256画素(横)の画素に標本化し、標本化した各画素の輝度を128レベルに量子化した。各画素の輝度 $g(i,j)$ は図2.9に示すように、行列で表現される。ただし、画像の伝送遅れにより画面上部と左側にノイズが発生したため、画像処理対象はこの部分を除いて220画素(縦)×248画素(横)の領域とした。デジタル化された撮像画面の画像処理によりフロックを認識した。なお、1画面で画像処理する空間の容積は35.5 m³である。

2.2.5 標本化誤差

本研究では、1画素の一辺の長さは約0.20mmであるので標本化の誤差を生じる。標本化の画素数をさらに細かく(480画素(縦)×512画素(横))することも考えられるが、この場合、工業用テレビカメラの走査方式がインタレース方式になるため、動きのある物体の認識には適さないことが予備検討で確認された。そこで、本研究では、粗大フロックに着目してその形成状況を把握することにし、残留濁度との相関を求めるにとどめる。

フロックの形状は不定形であるが球形のものが大半であるので、球形を仮定して誤差を計算した。図2.10は標本化されたフロック画素数が1~24画素の例を示す。実際のフロック f_s (投影面積を s で表わす)と標本化されたフロック f_a (投影面積を a で表わす)との面積比 a/s を計算すると0.920~1.274となる。粒径が小さな場合には誤差が大きいので微小フロックの計測には不適であるが、実際に目視観察している粒径1mm(直径5画素)前後のフロックを計測する目的には実用可能であると判断した。

なお、残留濁度に影響するマイクロフロックの計測については今後の研究を待たねばならない。

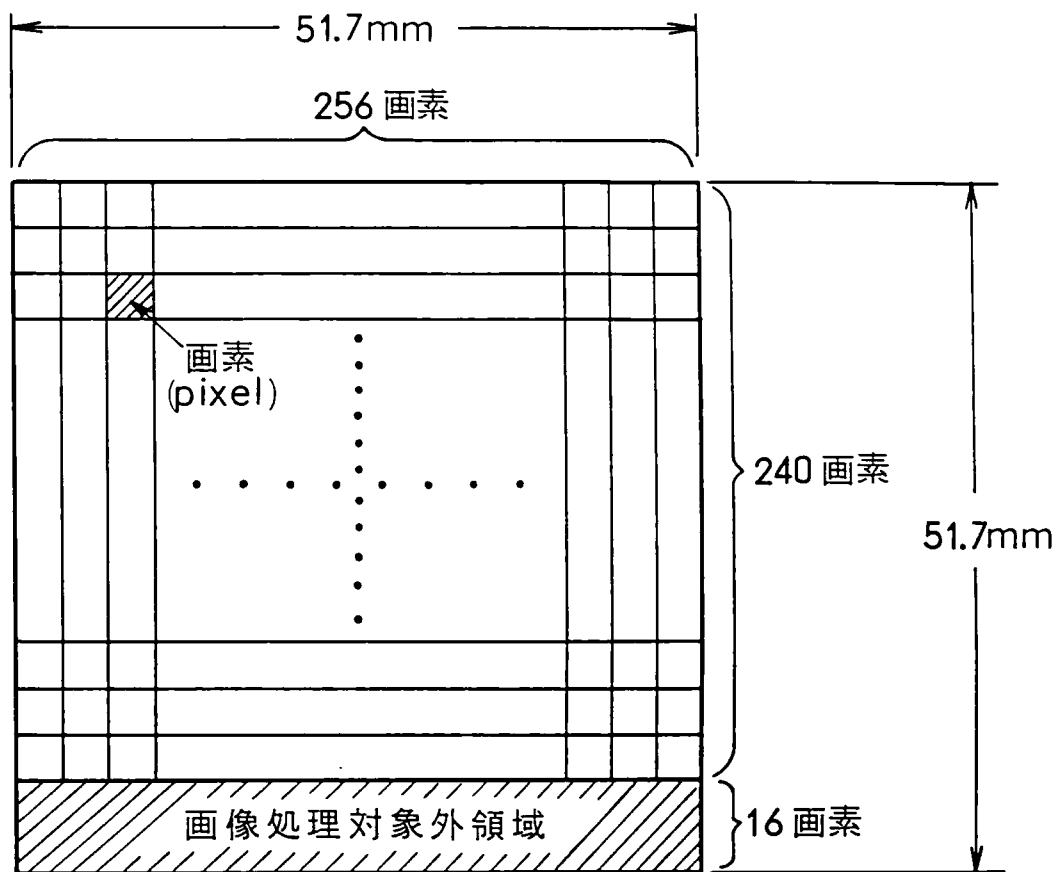


図 2.8 画像の標本化

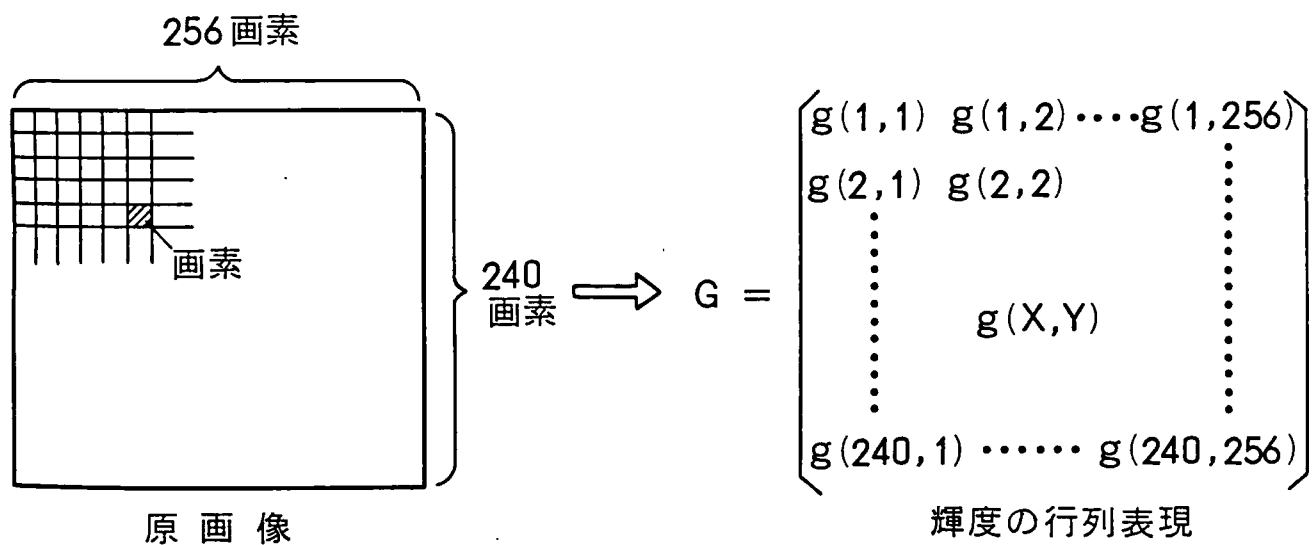


図 2.9 原画像の行列表現

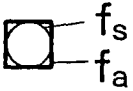
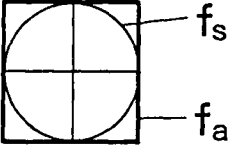
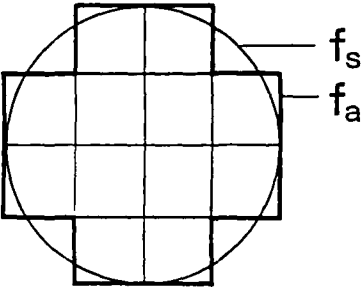
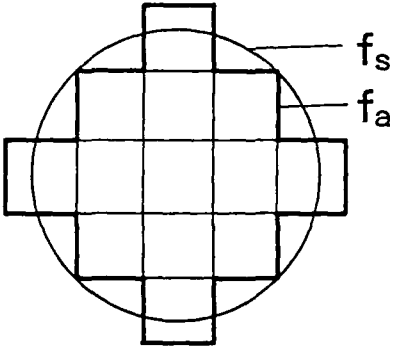
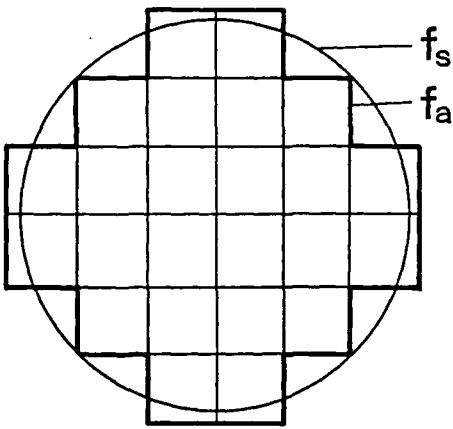
球状フロックの標本化例	a (pixel)	s (pixel)	a/s (—)
	1	$\frac{\pi}{4}$	1.274
	4	$\frac{\pi}{4}$	1.274
	12	4π	0.920
	13	4.5π	0.955
	24	8π	0.955

図2.10 フロックの標本化誤差

2.2.6 フロック沈殿体積測定装置

フロック形成の良否を評価するために、フロックの沈殿容積を測定する方法が知られて⁴⁾いる。これに習い混合液中の沈殿可能なフロック全体積を簡便に測定するために、

図2.11に示すガラス製のフロック沈殿体積測定装置を製作した。

2.3 画像監視方法

濃淡原画像からフロックを認識し、フロック形成状態を評価するまでの画像処理の全体フローを図2.12に示し、手順の概略を以下に説明する。

1) A/D変換，画像メモリへの格納

水中カメラ内の工業用テレビカメラから送信されたアナログの画像信号を、デジタル値の集合にA/D変換し、画像メモリに格納した。

2) フロックの認識(2値化)

濃淡原画像のフロックを2.4節で説明する方法により画像認識し、フロックに対応する画素を"1"とし、それ以外の画素を"0"とした。すなわち、濃淡原画像を明と暗とに2値化した。

3) ラベリング

各々のフロックにナンバー($i = 1, 2, \dots, n$)をつけた。また、ラベリングされた各々のフロックについて下記の計算を実行した。

4) 投影面積計算

フロック投影面積の画素数 a から実際の面積 s を次式で計算した。

$$s_i = k_i \cdot a_i \quad \dots\dots\dots(2-1)$$

ここで、 s_i : フロック i の投影面積(mm^2)

a_i : フロック i の投影面積の画素数(pixel)

k_i : 係数(mm^2/pixel)

ここで、pixelとは1画素を表す単位である。

5) 直径計算

投影面積に等しい面積の円を仮定し、その時の直径を計算した。すなわち、直径は円投影面積径 (Heywood径)である。半径を r (mm)とすると $\pi r^2 = s_i$ であるので、直径 D_i を次式で計算した。

$$D_i = 2 \sqrt{s_i / \pi} \quad \dots\dots\dots(2-2)$$

ここで、 D_i : フロック i の直径(mm)

6) 体積計算

フロックが球であると仮定してフロック体積 $v_f(D_i)(\text{ml})$ を次式で計算した。

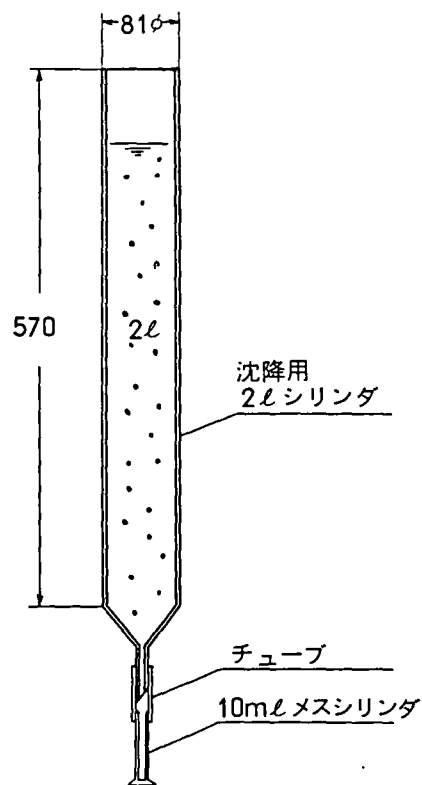


図2.11 フロック沈殿体積測定装置

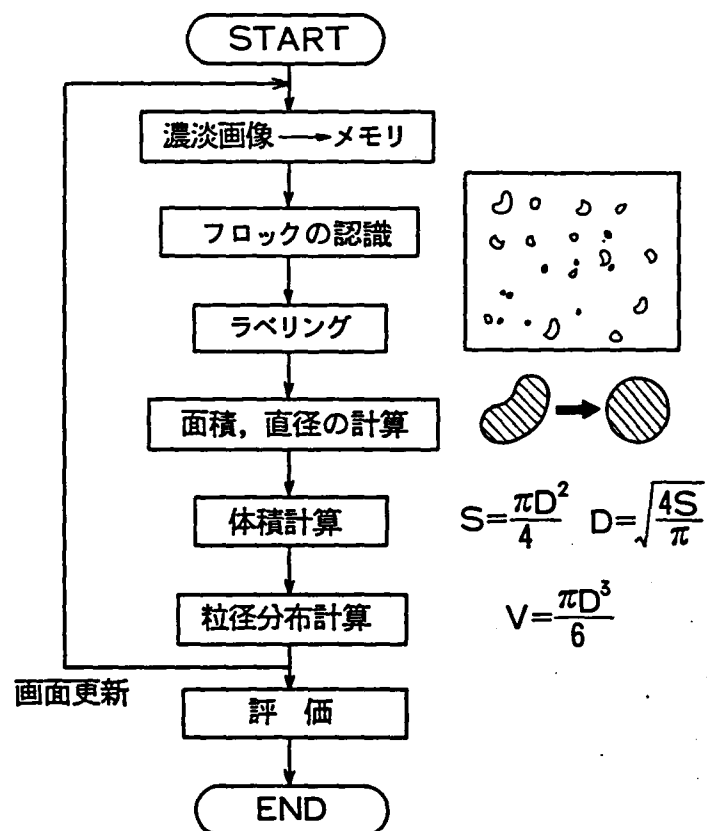


図2.12 粒径分布計算フローの概略

$$v_f(D_i) = \frac{\pi}{6} D_i^3 \quad \dots\dots\dots(2-3)$$

ここで、 $v_f(D_i)$ ：ブロック i の体積($\text{m}\ell$)

7) 分級毎の体積の積算(粒径分布計算)

分布を表すときの粒径の分級ピッチを 0.1mm とし、 $0\sim 5.0\text{mm}$ までの50分割と 5.0mm 以上の1分割を加えて51分割とした。(2-4),(2-5)式で各粒径の分級 j ($=1\sim 51$)をきめた。

$$j = 1\sim 50 : 0.1 \times (j-1) < D_i \leq 0.1 \times j \quad \text{ならば} \quad \text{分級} = j \quad \dots\dots\dots(2-4)$$

$$j = 51 : D_i > 5.0 \quad \text{ならば} \quad \text{分級} = 51 \quad \dots\dots\dots(2-5)$$

ラベリングした個々のブロックの分級 j を(2-4),(2-5)式で調べ、(2-3)式で計算したブロック体積を、分級 j の体積($v_f(j)$ と記す)に積算した。

$$D_i \text{の分級が } j \text{ の時} : v_f(j) = \sum v_f(D_i) \quad \dots\dots\dots(2-6)$$

ここで、 $v_f(j)$ ：分級 j の総体積($\text{m}\ell$)

8) 画面更新

1画面($35.5\text{m}\ell$)の画像処理では通常200～400個のブロックが画像処理の対象になるが、1画面だけでは統計的に信頼できる粒径分布が得られない。そこで、複数画面について画像処理と統計計算を実行し、粒径分布を計算した。すなわち、1画面の処理が終了したら、その時点で、撮像した濃淡画像について上記1)～7)までの処理を再度繰り返した。

9) 体積濃度分布計算

所定回数の画面についての画像処理を終了後に、分級 j の総体積 $v_f(j)$ を撮像した容積で除して体積濃度へ換算した。

$$V_f(j) = \frac{v_f(j)}{V_w} \quad \dots\dots\dots(2-7)$$

ここで、 $V_f(j)$ ：分級 j のブロック体積濃度($\text{m}\ell/\ell$)

V_w ：撮像空間の水の容積(ℓ)

10) 全ブロックの体積濃度計算

単位容積中の全ブロックの量、つまりブロック形成量を次式で計算した。

$$V_{ft} = \sum_{j=1}^{51} V_f(j) \quad \dots\dots\dots(2-8)$$

ここで、 V_{ft} ：ブロック形成量($\text{m}\ell/\ell$)

以上の画像処理手順により濃淡原画像からブロックの粒径分布 $V_f(j)$ を得ると共に、ブロック総体積 V_{ft} を計算した。処理画面数は15画面とした。処理画面数の妥当性は第3章で報告する。1画面の画像処理並びに統計処理に要する時間は25秒以下であったので、画面の更新は約25秒に1回である。また、粒径分布などからブロック形成状態を評価するための統計量を計算した。この詳細については、第3章で検討結果を報告する。

2.4 フロックの画像認識方法

2.4.1 フロック画像の特徴

フロック画像の特徴を調べるために使用した濃淡画像を図2.13(a)に示す。この濃淡画像は、表2.1のRun2(第1日, 14:00の時の画像)で得られた画像であり、荒木浄水場での標準的な水質の時のものである。PAC注入率は15mg/ℓであった。ここで、図2.13(b)は図2.13(a)のAで示す領域の輝度分布を表す。図2.13(b)のBで示す水平方向の輝度分布を図2.14に示す。ここで、直径が1～2画素(0.2～0.4mm)のフロックを微小フロックと称し、直径が3画素(0.6mm)以上のフロックを成長フロックと称することにする。フロック画像の特徴を要約すると、以下のようになる。

- (i) フロックは明るく(輝度が高い)、背景は暗い(輝度が低い)
- (ii) 背景に対して微小フロックと成長フロックとの輝度の高さが異なる
- (iii) フロックと背景との境界が明確ではない
- (iv) 背景に微小レベルのノイズが存在する

なお、フロックの輝度は図2.13(b)の右側(撮像素子の走査方向)での変化がより緩やかである。これは、フロックの流動並びに撮像素子の特性等に起因するものと考えられた。

2.4.2 3×3画素近傍領域の空間フィルタリング法

2.4.1節(i)の特徴を利用して、固定2値化法を適用した結果を図2.15に示す。このように、(ii)(iii)で示した特徴により、固定2値化法は有効でないことを予備検討で確認した。

画像の特徴を鮮明化するための画質の改善手法として平滑化やラプラシアンなど各種の方法が知られており、これらの方法は空間フィルタリング法と呼ばれる⁵⁾。そこで、前処理として空間フィルタリング法を適用した。高速演算可能な空間フィルタとしては3×3画素の近傍領域をマスクとする場合が多い。

注目画素 $g(X,Y)$ を中心画素とする3行3列の近傍領域について空間フィルタリングを実行する演算式を次式に示す。

$$g^*(X^*,Y^*)=S \sum_{i=-1}^1 \sum_{j=-1}^1 g(X+i,Y+j) \cdot f(2+i,2+j) \cdots \cdots (2-11)$$

ここで、 $g^*(X,Y)$ ：空間フィルタリング後の輝度

$g(X,Y)$ ：濃淡画像の輝度

$f(k,l)$ ：空間フィルタの積和係数($k=1\sim3, l=1\sim3$)

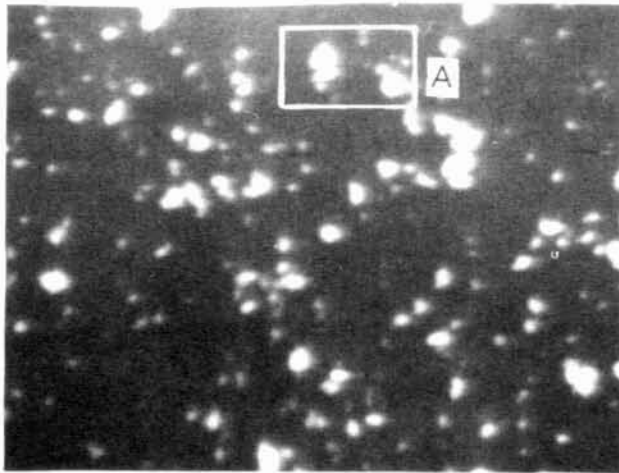
S ：スケーリング定数

X,Y ：原画像の座標($X=1\sim256, Y=1\sim240$)

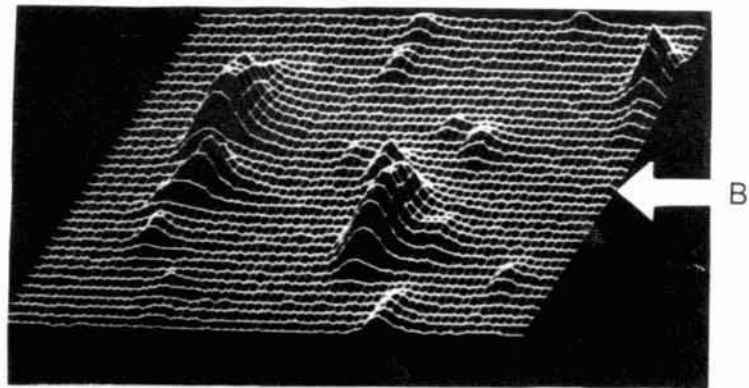
X^*,Y^* ：空間フィルタリング後の座標($X^*=3\sim252, Y^*=3\sim236$)

表2.1 実験条件及び水質条件(水質は各RUNの最終時の値)

日	RUN	時 間	PAC注入率	水温	濁度	p H	アルカリ度	電気伝道度
		時:分~時:分	mg/ℓ	℃	mg/ℓ	—	mg/ℓ	μS/cm
第 1 日	1	8:00~11:00	25	23.5	4.4	6.95	30.1	156
	2	11:00~14:00	15	23.9	4.0	6.90	31.1	156
	3	14:00~17:00	5	24.0	3.8	6.98	33.0	156
第 2 日	4	8:00~11:00	30	23.5	3.5	7.00	30.8	161
	5	11:00~14:00	20	23.9	3.2	7.06	32.2	161
	6	14:00~17:00	10	24.3	3.6	7.02	34.0	160
	7	17:00~20:00	7.5	24.5	3.3	7.06	35.0	160



(a) 濃淡画像



(b) A領域の輝度分布

図2.13 濃淡画像の特徴

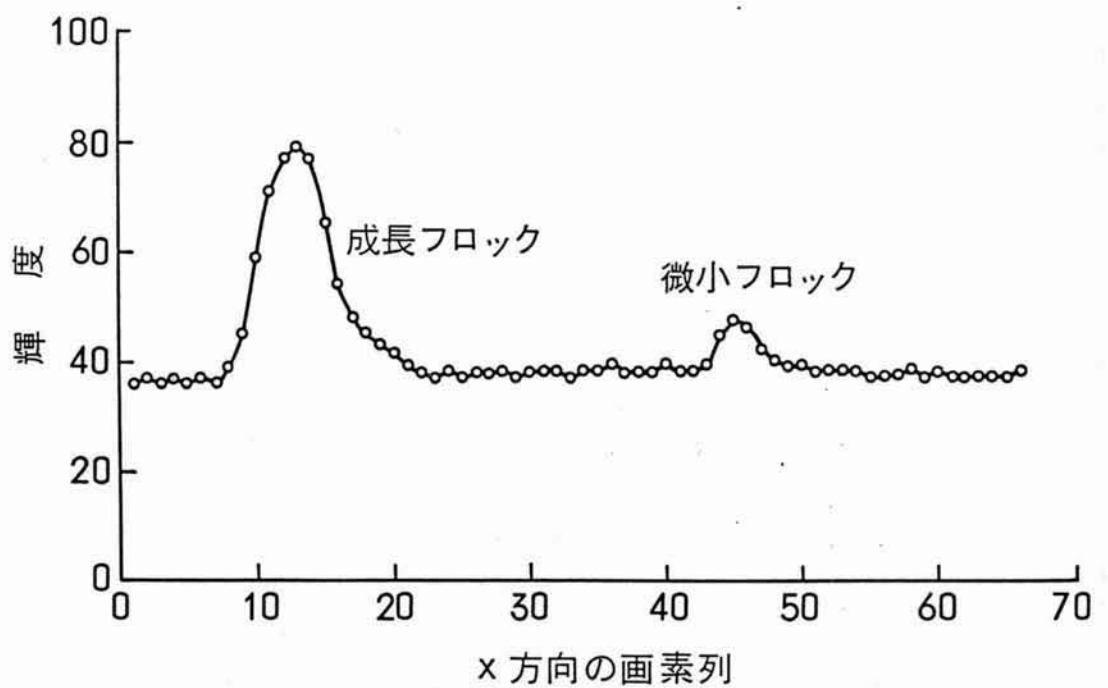
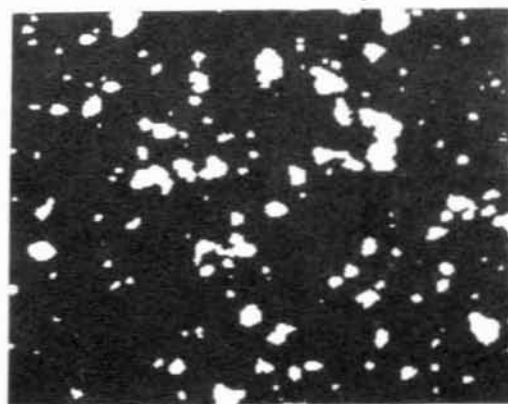
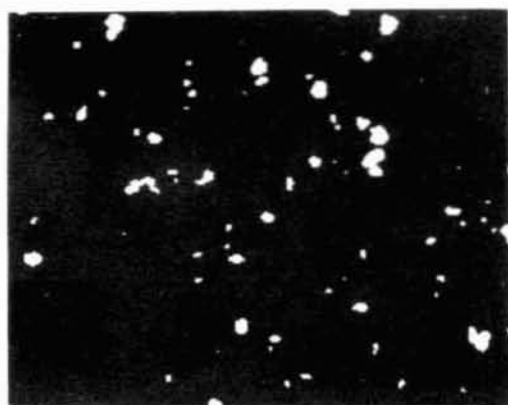


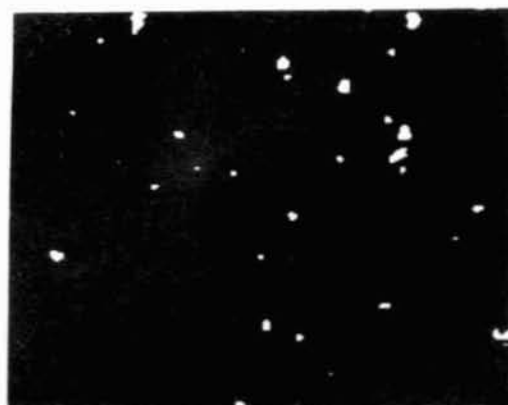
図2.14 フロック輝度分布



しきい値 = 40



しきい値 = 50



しきい値 = 60

図 2.15 固定 2 値化の結果

原画像に対する(2-11)式の走査方法の概念を図2.16に示す。図2.16に示すように、注目画素を取り囲む領域の画素の輝度 $g(X+i, Y+j)$ ($i=-1 \sim 1, j=-1 \sim 1$) に対して、これとは別に用意した重み $f(k, l)$ を各々乗じ、それらの和をとる(積和演算)ものである。演算結果は $g^*(X^*, Y^*)$ に格納され、 $g^*(X^*, Y^*)$ で記述される画像がフィルタリングされた画像である。 $f(k, l)$ を加重係数と称し、 $f(k, l)$ ($k=1 \sim 3, l=1 \sim 3$) を要素とする行列を加重行列と称して、 F と表すことにする。同様に、要素 $g(X, Y)$ で構成される画像を行列表現し、 G で表す。(2-11)式を演算する演算子を $[G * F]$ と定義すると、(2-11)式は(2-12)式となる。

$$G(X, Y) = s \cdot [G * F] \quad \dots\dots\dots (2-12)$$

ここで、

$$G = \begin{bmatrix} g(X-1, Y-1) & g(X-1, Y) & g(X-1, Y+1) \\ g(X, Y-1) & g(X, Y) & g(X, Y+1) \\ g(X+1, Y-1) & g(X+1, Y) & g(X+1, Y+1) \end{bmatrix} \quad \dots\dots\dots (2-13)$$

$$F = \begin{bmatrix} f(1, 1) & f(1, 2) & f(1, 3) \\ f(2, 1) & f(2, 2) & f(2, 3) \\ f(3, 1) & f(3, 2) & f(3, 3) \end{bmatrix} \quad \dots\dots\dots (2-14)$$

空間フィルタリングの演算は、加重行列のパターンに類似した輝度パターンを持つ画像を強調する作用がある。

そこで、輝度の高いブロックを強調し、かつ背景のノイズを平滑化するために、平滑化・ラプラシアン法を適用した。しかし、(iv)の特徴のためにノイズを強調しやすく、また、ブロックが分裂して認識される欠点が認められた。⁶⁾

2.4.3 6×6画素近傍領域の空間フィルタリング法

2.4.1節の(i)～(iv)を克服して、ブロックのみを選択的に抽出する方法が必要である。また、実用性からいえば、照明むらや照明強度の経時的変化に対しても対応可能な方法でなければならない。

したがって、背景のノイズを除去し、かつ微小ブロックと成長ブロックを選択的に抽出するためには、前述の3×3の加重行列では不十分になると考えた。そこで、(2-15)式に示すようにマスク領域を6×6画素の近傍領域に拡張した。さらに(2-16)式で示すようにブロックの輝度分布パターンを模擬した特徴的な加重係数とした。

$$g^*(X^*, Y^*) = S \cdot \sum_{i=-2}^3 \sum_{j=-2}^3 g(X+i, Y+j) \cdot f(3+i, 3+j) \quad \dots\dots\dots (2-15)$$

(2-15)式の演算は、原画像のすべての6×6画素に対して、同じく6×6画素の重み $f(k, l)$ を乗じて総和をとることになる。6×6画素のマスク領域に対して、 $f(k, l)$ を要素とする加重行列を F_6 と記述する。図2.13に示したブロックの輝度分布パターンを模擬し、 F_6 。

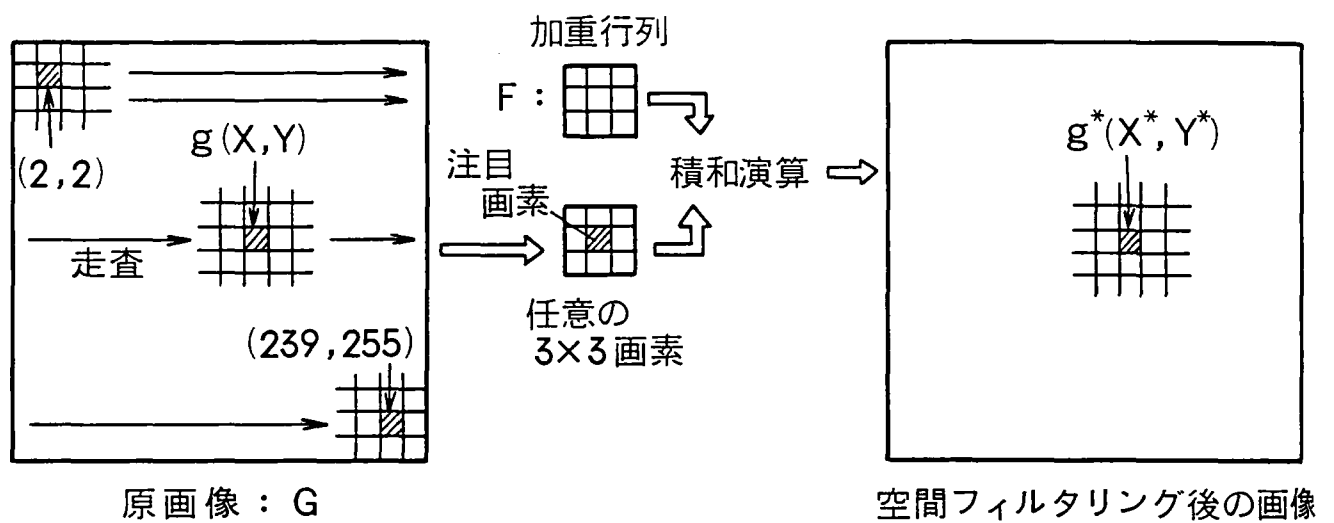


図2.16 空間フィルタリングの走査方法
(3×3画素近傍領域)

として(2-16)式を用いた。F₀のパターンは、図2.17(a)に示すように、中央部が高く周囲が低いパターンである。これは結果的に6×6画素のラプラシアンフィルタに類似したパターンとなる。ブロックの大きさに着目すると、計測可能な最小ブロックは1画素のブロック(約0.2mm四方)であるが、成長したブロックは数画素以上になる。(2-15)式の処理により、これらの両ブロックを強調できるものと期待した。

$$F_0 = \begin{bmatrix} -1 & -1 & -1 & -1 & -1 & -1 \\ -1 & 1 & 1 & 1 & 1 & -1 \\ -1 & 1 & 2 & 2 & 1 & -1 \\ -1 & 1 & 2 & 2 & 1 & -1 \\ -1 & 1 & 1 & 1 & 1 & -1 \\ -1 & -1 & -1 & -1 & -1 & -1 \end{bmatrix} \dots\dots\dots(2-16)$$

(2-16)式のF₀を用いて(2-15)式の演算を実行することで、この加重行列と同じパターンである、中央の輝度が高く周囲が低い物体、すなわち、ブロックの輝度を強調することができる考えた。

(2-16)式は、f(k,l)の各要素の総和が0になるように値を設定した。したがって、(2-17)式が成り立つ。

$$\sum_{i=-2}^3 \sum_{j=-2}^3 f(3+i,3+j) = 0 \quad \dots\dots\dots(2-17)$$

f(k,l)の値をこのように設定したのは、背景に存在する微小レベルのノイズ(2.4.1節(iv))の除去をねらったからである。

F₀のパターンが、ノイズ除去に有効であることを次に示す。ノイズは原画像の輝度g(X,Y)の変化が小さく、所定値近傍とみなせる。この値をg_cと記述する。したがって、次式が成り立つ。

$$g(X,Y) \doteq g_c \quad \dots\dots\dots(2-18)$$

(2-18)式を(2-15)式に代入すると(2-19)式が得られる。

$$\begin{aligned} g^*(X^*,Y^*) &= S \cdot \sum_{i=-2}^3 \sum_{j=-2}^3 g_c \cdot f(3+i,3+j) \\ &= S \cdot g_c \cdot \sum_{i=-2}^3 \sum_{j=-2}^3 f(3+i,3+j) = 0 \quad \dots\dots\dots(2-19) \end{aligned}$$

したがって、加重行列F₀は背景及びノイズの輝度を0近傍の値に変換する作用がある。

2.4.4 空間フィルタリング法の計算方法

(2-15)式の演算を実行するには、6行6列の行列について積和演算を実行しなければならない。しかし、通常の画像処理装置は、3×3画素の空間フィルタ-の演算機能しか搭載さ

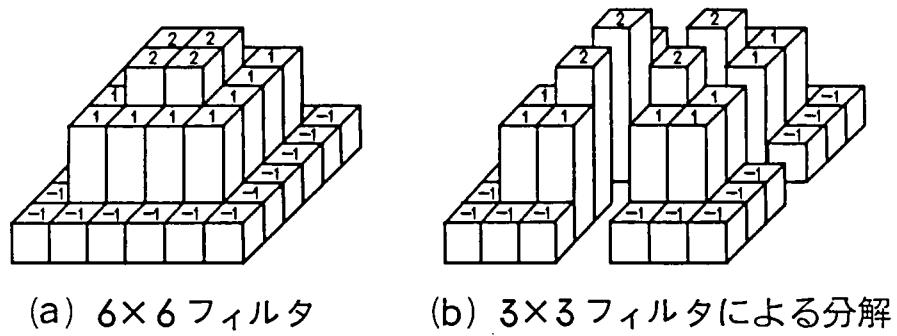


図2.17 空間フィルタの加重係数

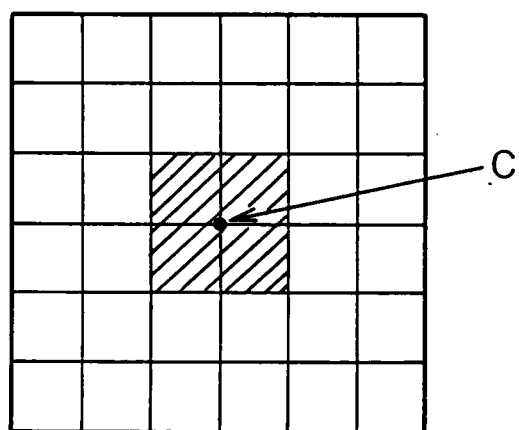


図2.18 フィルタリング演算結果の格納場所

れておらず，実験に用いた画像処理装置も同様であった。そこで，3×3画素の空間フィルタ-の積和演算を利用して，6×6画素に対応できる計算方式を考案した。

まず，行列F₀と原画像Gとを，各々(2-20),(2-21)式に示すように3×3画素からなる4つの要素に分解した。分解された行列F₀のパターンを図2.17(b)に示す。

$$F_0 = \begin{bmatrix} F_1 & | & F_2 \\ \hline F_3 & | & F_4 \end{bmatrix} \dots\dots\dots(2-20)$$

$$G = \begin{bmatrix} G_1 & | & G_2 \\ \hline G_3 & | & G_4 \end{bmatrix} \dots\dots\dots(2-21)$$

ただし，

$$F_m = \begin{bmatrix} f_m(1,1) & f_m(1,2) & f_m(1,3) \\ f_m(2,1) & f_m(2,2) & f_m(2,3) \\ f_m(3,1) & f_m(3,2) & f_m(3,3) \end{bmatrix} \dots\dots\dots(2-22)$$

$$G_m = \begin{bmatrix} g_m(1,1) & g_m(1,2) & g_m(1,3) \\ g_m(2,1) & g_m(2,2) & g_m(2,3) \\ g_m(3,1) & g_m(3,2) & g_m(3,3) \end{bmatrix} \dots\dots\dots(2-23)$$

したがって，(2-15)式は(2-24)式に整理できる。

$$g^*(X^*,Y^*) = S \cdot \sum_{m=1}^4 \left\{ \sum_{i=-1}^1 \sum_{j=-1}^1 g_m(2+i,2+j) \cdot f_m(2+i,2+j) \right\} \dots\dots\dots(2-24)$$

(2-24)式において { } の中の演算は，3×3画素をマスクとする空間フィルタであるのでこれを用いて6×6画素の空間フィルタリング演算を実行できる。なお，演算結果が負の値になる画素は0に置きかえた。

(2-24)式の演算結果の格納場所は，図2.18に示すように3行3列目と4行4列目の中間位置Cの輝度を演算したことになる。演算結果の格納場所は図2.18の斜線部のいずれかにせざるを得ないが，この場合，半画素の誤差を生じる。本研究では，便宜的に3行3列目とした。

2.4.5 2値化

加重係数行列F₀の空間フィルタ-で処理された画像の明暗を"1"と"0"とに2値化した。計算式は次式である。

$$g(X,Y) > \theta \quad : \quad b(X,Y) = 1 \quad \dots\dots\dots(2-25)$$

$$g(X,Y) \leq \theta \quad : \quad b(X,Y) = 0 \quad \dots\dots\dots(2-26)$$

ここで，g(X,Y)：濃淡画像のX行Y列の輝度

$b(X,Y)$: 2 値化画像のX行Y列の値

θ : 閾値

2 値化を図 2.19 で説明する。空間フィルタリングされたフロック画像を模式的に図 2.19 で示す。実線が真のフロックを、破線がフロックの境界域を表す。図 2.19 (a) の D-D' 線上の輝度分布を図 2.19 (b) に示す。図 2.19 (b) の輝度分布に着目し、次式で示すようにして、ある輝度(閾値 θ)以上の画素をフロックと見なし、値を"1"とし、閾値 θ 以下の画素を背景と見なしして値を"0"として 2 値化する。結果は図 2.19 (c) に示すようになる。 $b(i,j)$ の値が"1"である画素の集合(図 2.19 (d))をフロックと見なした。ここで、閾値は、目視と最もよく一致する値を選んだ。

2.5 実験方法

2.5.1 P A C 注入率の操作

画像計測の認識精度並びに妥当性を検証する目的で、原水水質が連続して安定した 2 日間に、P A C 注入率を 3 時間毎に 5mg/ℓ から 30mg/ℓ まで変化させて、3 時間目における濃淡画像を 15 画面サンプリングした。実験条件及び水質条件を表 2.1 に示す。表 2.1 よりわかるように水質条件はほぼ一定であった。

2.5.2 水質分析方法

フロック形成池第 3 段目の混合液の水温、濁度、p H、アルカリ度並びに電気伝導度を上水試験方法に準じて測定した。

2.5.3 フロック沈殿体積測定法

図 2.10 のフロック沈殿体積測定装置を水平にしてフロック形成池第 3 段目に静かに沈め、2.0ℓ の混合液を採取した。沈殿過程が圧密過程になった静置 3 時間後、底部のメスシリンダーに沈殿したフロック体積を読み取った。なお、シリンダー上部の壁面に付着したフロック、並びにメスシリンダー底部に閉塞したフロックは、必要に応じて針金で緩やかに掻きおとして沈降させた。

2.6 実験結果及び考察

2.6.1 空間フィルタリング法

従来、フロックの代表粒径の測定は写真撮影により行い、最終的には目視測定に依存していた。そこで、画像認識の精度は画像計測の場合も目視と同程度の精度で識別できるこ

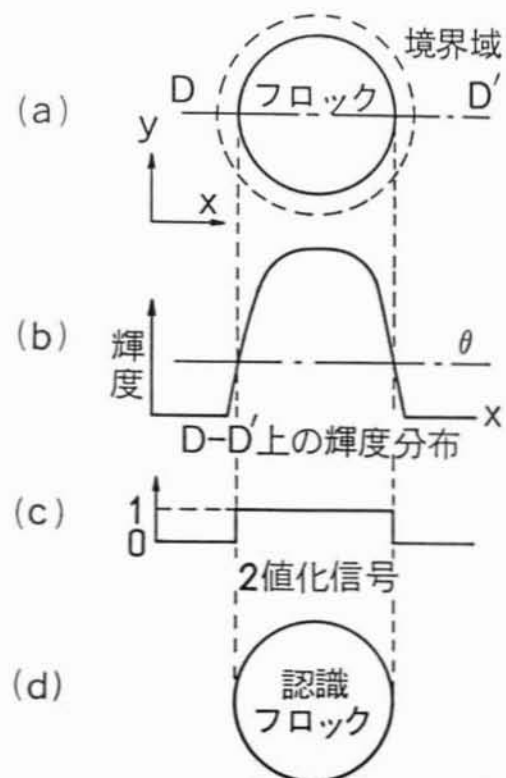
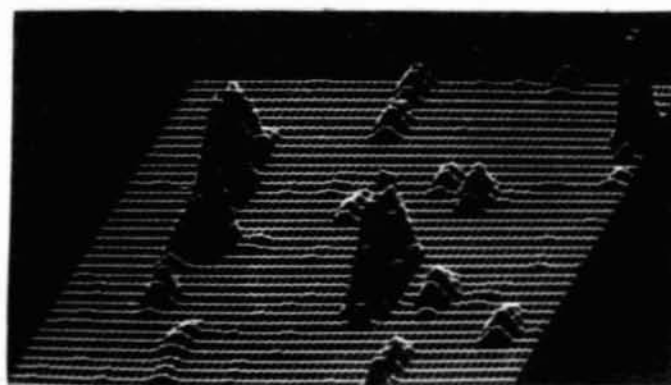


図2.19 2値化の概念図



(a) F_6 の処理結果



(b) 輝度分布

図2.20 加重行列 F_6 による空間フィルタリング処理結果
(b)は図2.13に対応する)

とを目標とした。この精度が得られれば、画像認識によるフロック監視は少なくとも現在の目視監視を代替し得ると考えたからである。

図 2.13 (a)の画像に(2-16)式の加重行列 F_0 を用いて(2-15)式の演算を実行した。結果を図 2.20 (a)に示す。このように、フロックのみを選択的に強調できることを確認した。同様に、図 2.13 (b)の処理結果を図 2.20 (b)に示す。図 2.13 (b)から明らかのように、フロックの輝度が強調されて境界が明確になり、さらに背景の輝度が均一化された。図 2.20 (a)を閾値 = 5 で 2 値化した結果を図 2.21 (PAC = 15mg/ℓ, 2 値画像)に示す。図 2.21 には、PAC 注入率 = 5 ~ 30mg/ℓ における濃淡画像と 2 値画像の例を示す。このように、空間フィルタ F_0 でフロックをほぼ認識でき、濃淡画像と 2 値画像はほぼ一致することを確認した。

画像計測値の妥当性を厳密に検証するには、個々のフロックについて正確な投影面積を測定しなければならないが、このような測定方法は現段階では知られていない。ここでは 2 値画像の認識精度を調べるために図 2.13 の写真を引き延ばし、フロック部分を切り抜いて重量を測定し相当画素数 s を求めた。2 値画像の画素数 a との相関をとって図 2.22 を得た。相関係数は 0.987 で最大誤差は 19.8% であった。写真拡大時のコントラストの変化及び切り抜き時の誤差も含まれるので、この数値をもって判断することはできないが、フロック 1 個毎の面積計測にはこの程度の誤差を生じる。

なお、15 画面処理してフロック粒径分布を求めるまでの演算時間は、数分以内であり、この速度は水質変動が急激でない場合には、ほぼリアルタイム計測といえる。

2.6.2 PAC 注入率がフロック沈殿体積に及ぼす影響

図 2.21 に示したように、PAC 注入率が低いとフロックは形成されないが、PAC 注入率が高いと大きなフロックが形成された。これは PAC が水酸化物を形成してフロックの一部となり、フロック体積を増加させたためである。すなわち、PAC 注入率の増加に伴ってフロックが成長し沈殿体積も増加したことが明らかである。PAC 注入率に対してフロック沈殿体積を整理すると、図 2.23 に示す線形関係が認められ、次式で近似(最小二乗法)された。

$$V_{st} = 0.163 \cdot P_a - 0.439 \quad \dots\dots\dots (2-27)$$

ここで、 V_{st} : フロックの沈殿体積 (ml/ℓ)

P_a : PAC 注入率 (mg/ℓ)

フロック沈殿体積の増加は、図 2.24 に示す通りである。ただし、沈殿体積法ではフロック間の空隙率も含めて測定されるので、実際の体積を測定したものではない。

2.6.3 フロック沈殿体積と画像計測値との比較

投影面積による画像計測値の誤差を 2.6.1 節で評価したが、ここではフロック形成量との比較を試みる。PAC 注入率を操作した時の、フロック形成量 V_{ft} (画像計測値 Δ) を図 2.25 に示す。同図には、フロック沈殿体積の実測値 (●) も併記した。図 2.25 から

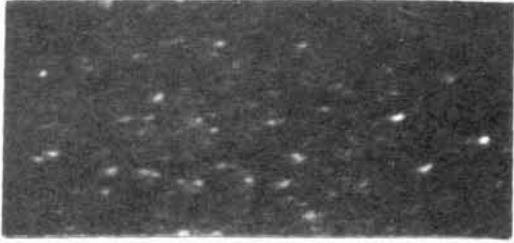
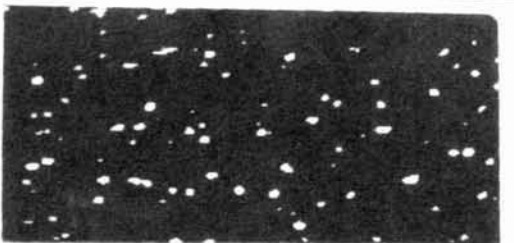
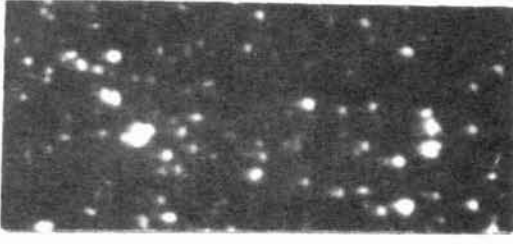
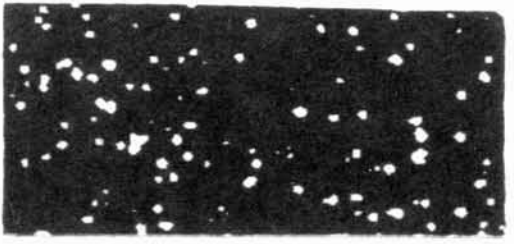
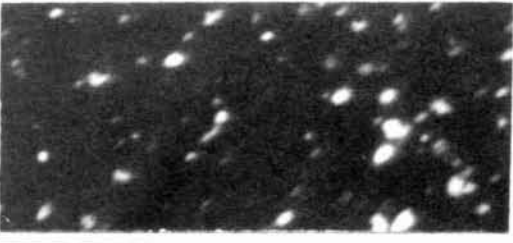
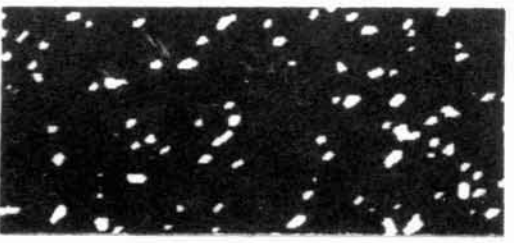
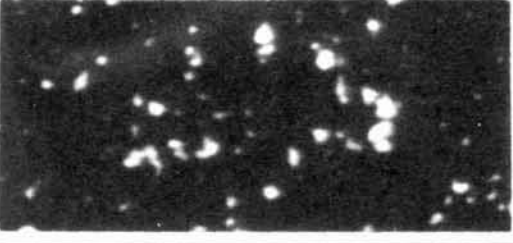
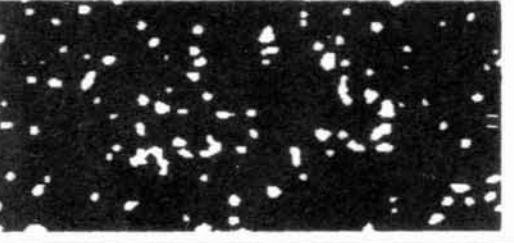
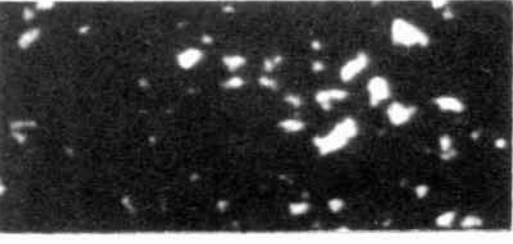
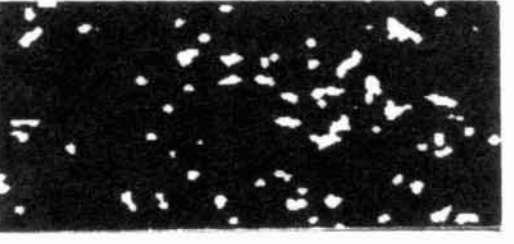
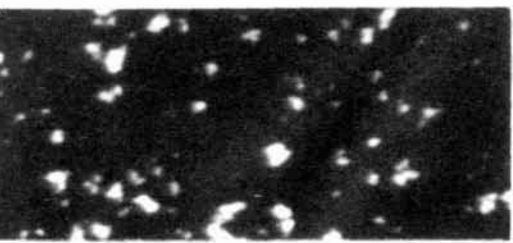
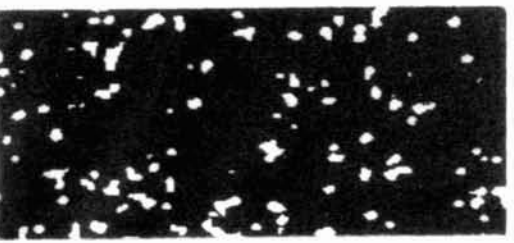
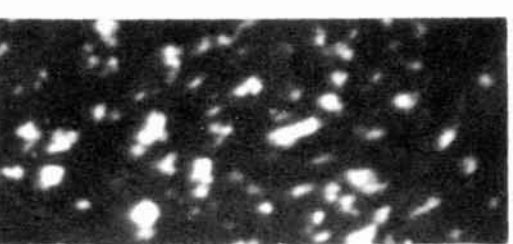
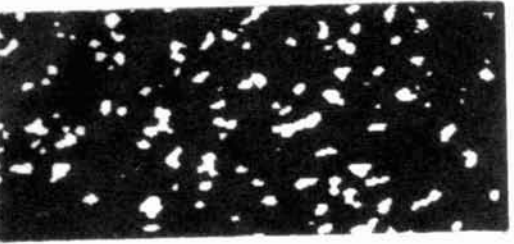
画像 PAC	原 画 像	2 値 画 像
5 mg/ℓ		
7.5 mg/ℓ		
10 mg/ℓ		
15 mg/ℓ		
20 mg/ℓ		
25 mg/ℓ		
30 mg/ℓ		

図2.21 PAC = 5～30 mg/ℓ での2値化結果

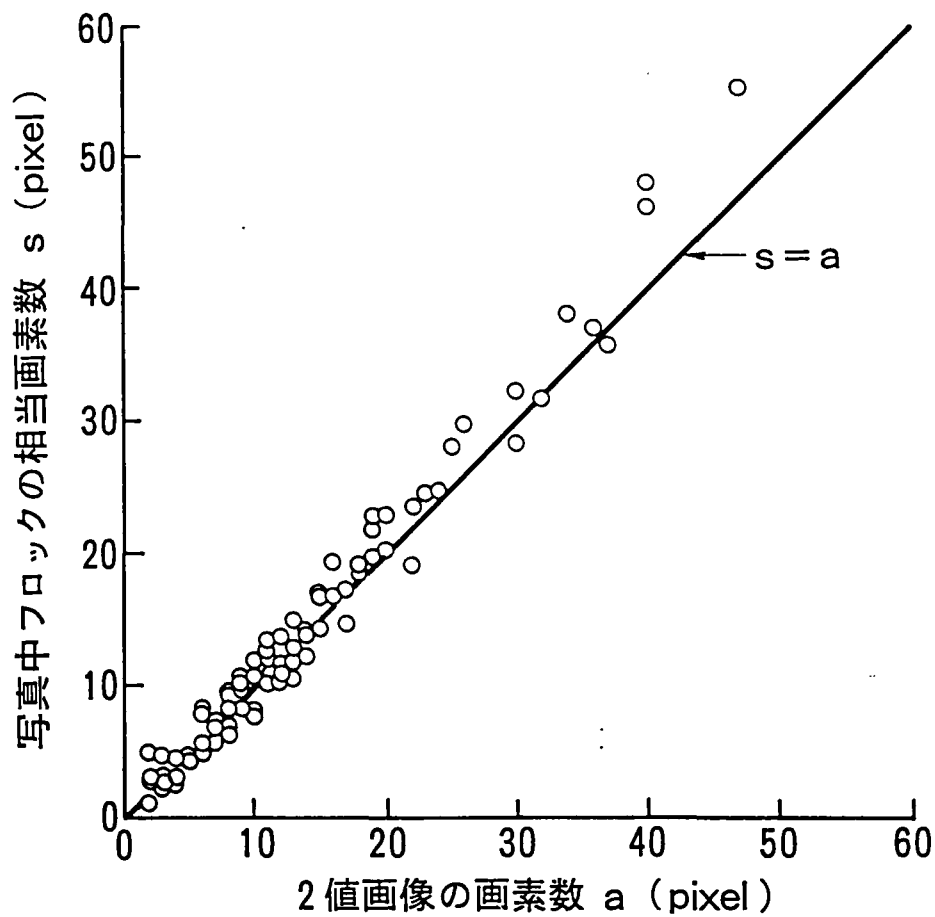


図 2.22 2値画像の認識精度

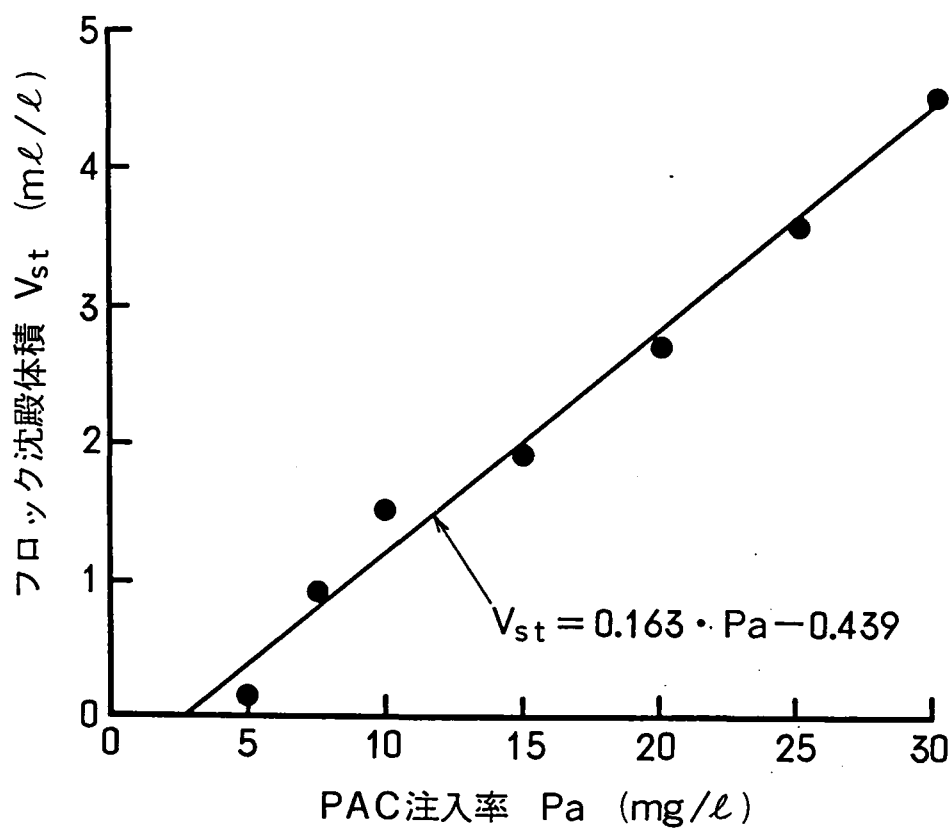
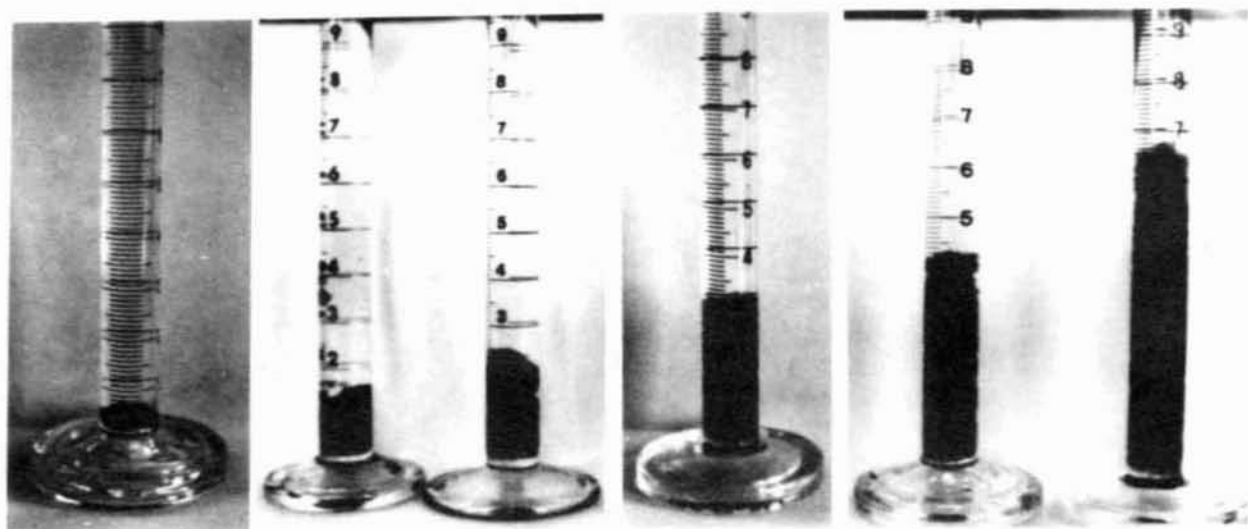


図 2.23 PAC注入率がフロック沈殿体積に及ぼす影響



5 mg/l

7.5 mg/l

10 mg/l

15 mg/l

20 mg/l

30 mg/l

図2.24 フロックの沈殿状況

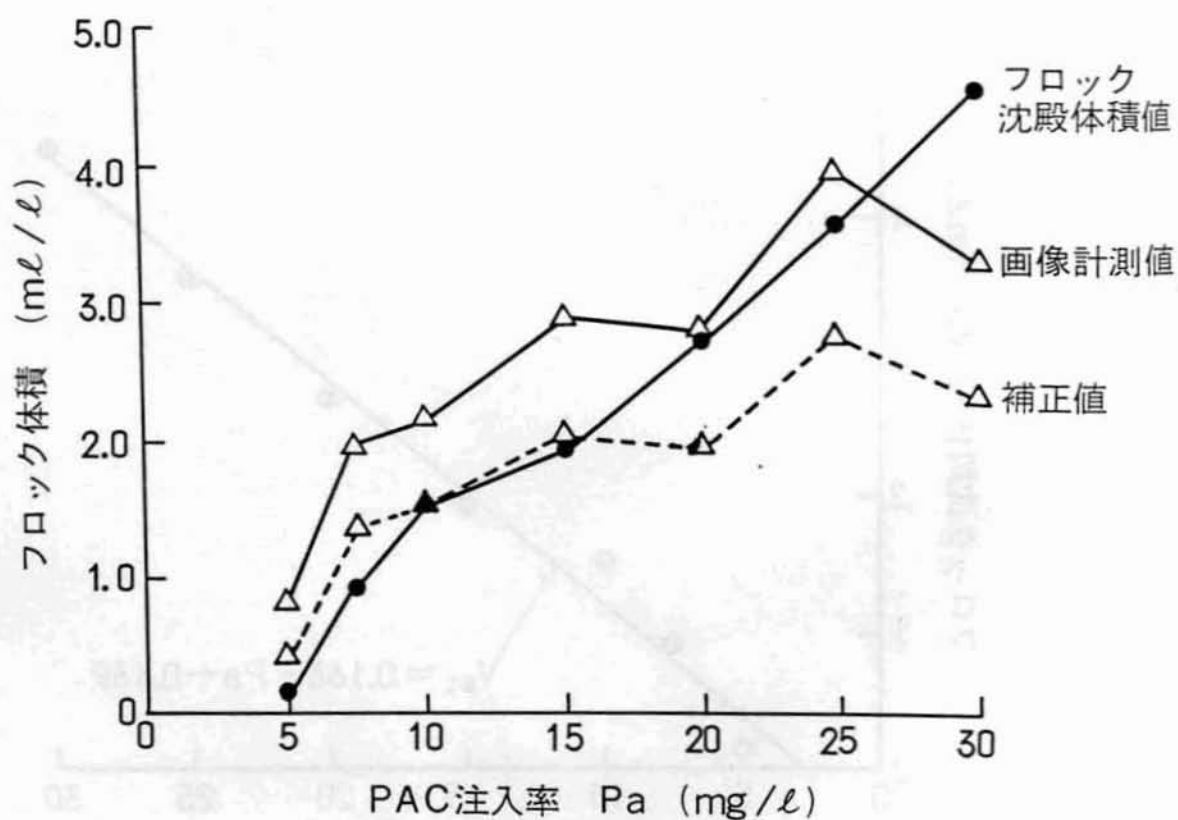


図2.25 フロック沈殿体積との比較

明らかなように、画像計測値と沈殿体積値との増加傾向はPAC注入率=30mg/ℓを除けばほぼ一致した。

しかし、画像計測値は沈殿体積値よりも高い値となり、このことは2.3節で述べた計算法では、ブロック体積が実際より大きく認識されたことを意味する。精度の向上を図るには、認識法としては加重係数 $f(i,j)$ の設定法や2値化レベルの選択法について、他方、計算法としては直径・体積の計算法、及び形状を考慮すべきと思われる。

なお、通常の注入率であるPAC注入率=15mg/ℓ付近で適合性が良いように、便宜的にV_{ft}を0.7倍に補正した値を破線で図2.25に示す。このように、沈殿体積を基準とした補正は可能である。

2.7 結 言

従来、目視に依存していたブロック監視を定量的かつ連続的に行う目的で、画像認識技術のブロック監視への適用を試みた。本章で得られた結果を以下に要約する。

- 1)ブロック形成池内で流動するブロックをオンライン計測するブロック画像監視システムを提案した。(2.2～2.3節)
- 2)6×6画素を近傍領域とし、ブロックの輝度分布パターンを模擬した加重行列を用い、空間フィルタリングによる前処理法を採用した。(2.4.3節)
- 3)この空間フィルタリングを高速に実行する方法として、3×3画素の空間フィルタリング演算を組合せて計算する方法を考案した。(2.4.4節)
- 4)この空間フィルタリング法を適用し、PAC注入率=5～30mg/ℓにおいてブロックを2値化できることを確認した。撮像写真のブロック面積と2値画像との比較では、両者の相関係数は0.987であった。(2.6.1節)
- 5)ブロックの画像計測値を沈殿体積値とを比較した結果、両者の増加傾向はPAC注入率が30mg/ℓ未満でほぼ一致した。(2.6.3節)

これらの結果から、ブロック形成池内のブロックの形状や粒径をオンラインで画像認識できる見通しが得られた。なお、ブロックを連続的に監視するための諸条件、並びにブロック形成特性の画像評価と解析については第3章で報告する。

2.8 参考文献

- 1)水道維持管理指針：日本水道協会(1982年版)，p61，p80
- 2)一本博幸ほか：計算機制御による浄水場無人化運転へのアプローチ，第31回全国水道研究発表会講演集，pp.243～245(1979)
- 3)小林芳樹ほか：汎用画像認識解析装置”H I D I C - I P”，日立評論，Vol.67, No.9，pp.723～235(1985)
- 4)土木学会衛生工学委員会(水質管理に関する小委員会)，汚泥処理上からみた合理的浄水

方法に関する研究総括報告書, pp.194～235(1980)

5)田村秀行:コンピュータ画像処理入門,総研出版(1985)

6)一木博幸, 馬場研二:画像認識によるフロック監視に関する研究(Ⅰ)-フロックのオンライン画像認識法に関する検討-, 水道協会雑誌, 第56巻,第7号(第634号),pp.13-23 (1987)

第3章 PAC注入率がフロック形成特性に 及ぼす影響

第 3 章

PAC注入率がフロック形成特性に 及ぼす影響

概 要

久留米広域上水道企業団・荒木浄水場に適用したフロック画像監視システムにおいて、フロック画像から粒径分布を求め、フロック形成特性並びに沈降特性を評価した。特に、PAC注入率がフロック形成特性に及ぼす影響を調べた。その結果、フロックの体積濃度分布は対数正規分布で近似できること、並びに、この分布は、幾何平均径はPAC注入率の増加と共に増加するが、幾何標準偏差はほぼ一定で変化することを見い出した。さらに、本章ではフロックの平均有効密度を新たに定義した。PAC注入率が増加するとこの平均有効密度が減少し、他方、残留濁度が増加した。これらの結果は、フロック密度の監視による適切な凝集剤注入の可能性を示唆する。

3.1 緒 言

フロック形成池内では攪拌によりマイクロフロックが相互に衝突し、凝集剤の架橋作用により成長する。同時に、乱流せん断力によりフロックが破壊される。このため、成長と破壊とが動的にバランスして、同一条件下ではフロック粒径分布はある定まった分布(自平衡分布)になるものとされている^{1~3)}。また、フロック形成の動力学理論についても、多くの研究者が数式モデルを提案している^{3)~8)}。しかし、実際の浄水場でのフロック粒径分布については、自平衡分布の存在も含めて、実測する手段が未開発であった。

形成されたフロックの粒径分布や密度を知ることは、凝集・沈殿プロセスを管理する上で極めて重要である。特に、実プラントでのフロック粒径分布を精度良く計測できれば、フロック形成の良否を直接的に判定できるだけでなく、フロック形成機構の解明やフロック形成制御も将来可能になると考えた。たとえば、フロック粒径分布を簡単な数式モデルで表現できるならば、そのモデルのパラメータを、フロック粒径分布を制御するための制御指標として用いることにより、数少ないデータからの粒径分布の推定と沈殿池の処理性能予測なども可能になると考えられる。

前章では、画像処理技術を適用することにより、フロック粒径分布をオンライン計測する手法を提案した。本章では、久留米広域上水道企業団・荒木浄水場においてフロック粒径分布を実測するとともに、残留濁度とフロック密度とを測定し、フロック分布特性並びにフロック密度と沈降性に関する基礎的知見を得ることを目的とする。

3.2 実験装置, 条件, 及び方法

3.2.1 フロック画像監視システム

フロック画像監視システムは, フロック形成池内で流動するフロックを水中カメラで撮像し, 画像処理装置を用いて粒径分布(体積濃度分布)を計算するものである。水中カメラはフロック形成池の第3段目(最終池)に浸漬した。フロック画像監視システムの全体構成は前章で述べたので詳細な説明は省略する。

3.2.2 画像処理方法

撮像空間の大きさ, 照明条件, 及び, 画像のデジタル化条件などの画像処理条件は第2章と同じである。すなわち, 1画素の一辺の長さは約0.20mmであり, この粒径以上のフロックを検出対象とした。ただし, フロックの画像認識法(2値化法)としては, 一木らが提案した可変2値化法⁹⁾を適用した。

個々のフロックのHeywood径(投影面積と同じ面積をもつ円の直径)を求め, フロックを球と仮定して体積を推算した。粒径を0.1mm毎に分級し, この粒径 D_i のフロック体積 $V_f(D_i)$ を計算した。この体積濃度分布を粒径分布とした。計算フローの詳細は第2章で説明したのでここでは省略する。

3.2.3 実験条件

フロック形成特性を評価する目的で, 原水水質が安定した2日間に, PAC注入率を3時間毎に5mg/ℓから30mg/ℓまで変化させて3時間目における濃淡画像を15画面サンプリングした。1つの実験で3時間は不十分な長さであるが, 実機での実験であるため, 外乱をこれ以上与えることは差し控えた。しがたって, 長期に渡る実験は今後の実証試験を待たねばならない。

なお, 本実験は第2章の実験と同じであり, 実験条件及び水質条件は第2章表2.1(水温: 23.5~24.5, 濁度: 3.7~4.9mg/ℓ, pH: 7.04~7.22, アルカリ度: 35.0~38.1)に示した通りである。

3.2.4 実験方法

画像計測した粒径分布を3.3節で述べる方法で解析した。フロックの沈降特性を評価する目的で, フロック沈殿体積測定装置(第2章図2.11)を用いてフロック沈殿体積を測定し, さらに沈殿SSと上澄水濁度を測定した。また, 実プラントにおける沈殿池出口の濁度を測定した。凝集剤注入率とフロック形成との関りを検討するために, フロック形成池内のフロック混合液と, フィルタ孔径=0.5 μ mで濾過したろ液とのアルミニウム濃度を高分子プラズマ発光分析装置で測定した。なお, その他の水質測定は上水試験方法に準拠した。

3.3 解析方法

3.3.1 粒径分布関数

フロックの粒径 D における体積濃度を $V_f(D)$ と表して粒径分布を記述するものとする。粒径分布関数 $V_f(D)$ は分布のパラメータ P_i の関数である。すなわち、一般式は(3-1)式で表される。

$$V_f(D) = f(P_1, P_2, \dots, P_n) \quad \dots\dots\dots(3-1)$$

ここで、 $P_i (i = 1 \sim n)$: 粒径分布のパラメータ

パラメータ P_i は、凝集剤注入率やフロッキュレタ回転数など操作可能な変数群、並びに、濁度、水温及び水の化学的性質などの水質関係の変数群の影響を受ける。この関係は(3-2)～(3-4)式で表現できる。

$$P_i = f(X_{op}, X_{wq}) \quad \dots\dots\dots(3-2)$$

$$X_{op} = (\text{凝集剤注入率, フロッキュレタ回転数, } \dots\dots) \quad \dots\dots(3-3)$$

$$X_{wq} = (\text{濁度, 水温, } \dots\dots) \quad \dots\dots(3-4)$$

ここで、 X_{op} : 操作変数ベクトル

X_{wq} : 水質変数ベクトル

ただし、凝集剤注入率を除いた他の操作条件と水質条件は、ほぼ一定であったので、(3-2)式は(3-5)式となる。

$$P_i = f(\text{凝集剤注入率}) \quad \dots\dots\dots(3-5)$$

本章では、(3-1)式の粒径分布関数として正規分布と対数正規分布を仮定し、実測値との適合性について解析する。図3.1は平均値が D_n 、標準偏差が σ_n の正規分布で体積濃度分布を表した図である。対数正規分布の場合には、図3.1の粒径 D を $\log D$ とした時に正規分布となる。正規分布と対数正規分布は次式で表される。

$$\text{正規分布: } \frac{dV_f(D)}{dD} = \frac{V_{ft}}{\sqrt{2\pi} \cdot \sigma_n} \exp \left\{ -\frac{1}{2} \left(\frac{D - D_n}{\sigma_n} \right)^2 \right\} \quad \dots\dots\dots(3-6)$$

$$\text{対数正規分布: } \frac{dV_f(\log D)}{d(\log D)} = \frac{V_{ft}}{\sqrt{2\pi} \cdot \log \sigma_g} \exp \left\{ -\frac{1}{2} \left(\frac{\log D - \log D_g}{\log \sigma_g} \right)^2 \right\} \quad \dots\dots(3-7)$$

ここで、 $V_f(D)$: 粒径 D の体積濃度 (ml / ℓ)

D : 粒径 (mm)

D_n : 算術平均粒径 (mm)

D_g : 幾何平均径 (mm)

σ_n : 正規分布の標準偏差 (mm)

$\log \sigma_g$: 幾何標準偏差 (mm)

V_{ft} : 全フロックの体積濃度 (ml / ℓ)

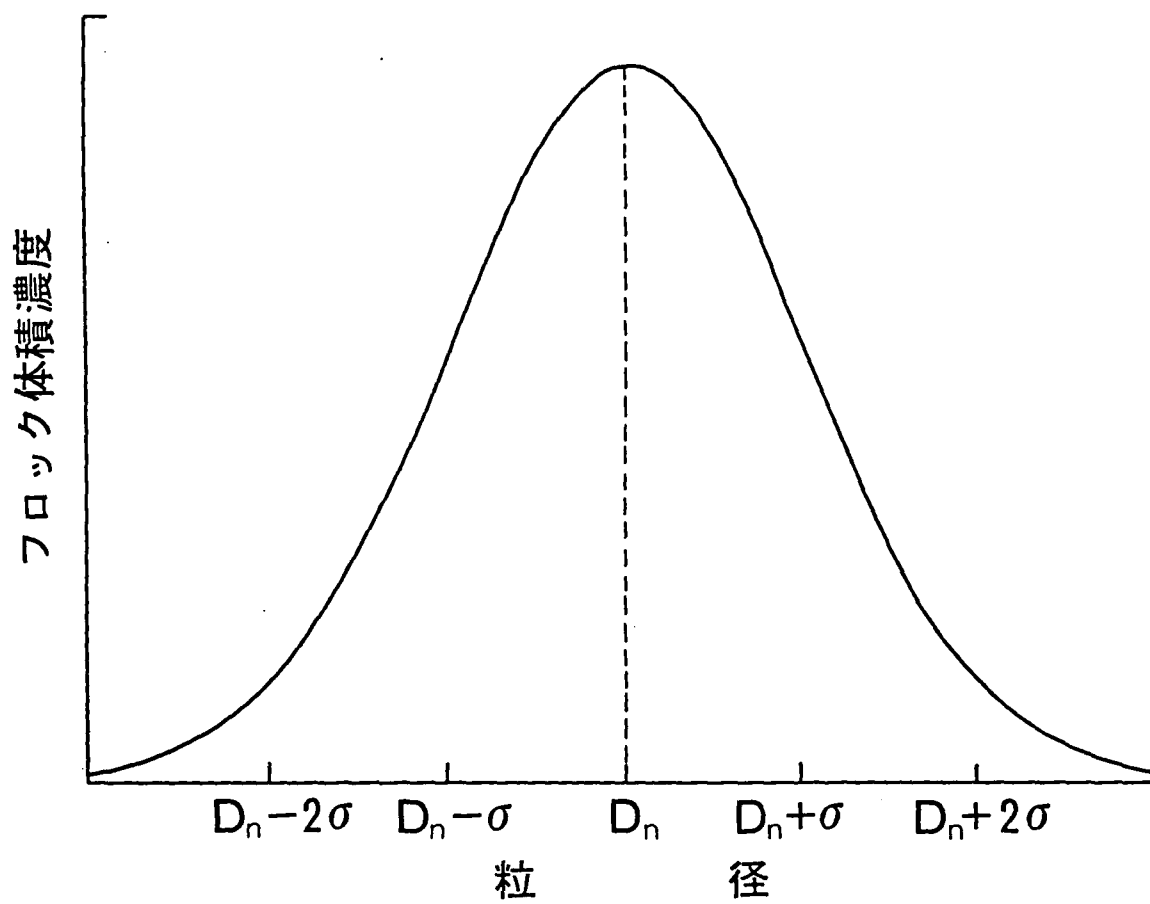


図 3.1 正規分布

いずれの分布もパラメータ P_i は、平均値、標準偏差並びにフロック全体積の3つの変数であり、これらの変数が凝集剤注入率の影響を受ける。正規分布を仮定したときの算術平均径 D_n と標準偏差 σ_n 、並びに、対数正規分布を仮定したときの幾何平均径 D_g と幾何標準偏差 σ_g を計算した。

3.3.2 分布適合性の統計的評価

実測した粒径分布と、仮定した粒径分布との統計的な適合性(仮説の妥当性)を評価するために、カイ自乗検定を適用した。分布の適合性を表すカイ自乗値(χ^2 で表す)は次式で計算される。

$$\chi^2 = \sum_{i=1}^{m'} \frac{(V_f(D_i) - V_f^*(D_i))^2}{V_f^*(D_i)} \dots\dots\dots(3-8)$$

ここで、 $V_f(D_i)$: 粒径の分級 i におけるフロックの体積濃度($\text{m}\ell / \ell$)

$V_f^*(D_i)$: $V_f(D_i)$ の計算値($\text{m}\ell / \ell$)

m' : 分級数(-)

カイ自乗検定では χ^2 値が大きい程、仮説を棄却する確率が高いことを表す。したがって、ここでは χ^2 値が小さい程、仮説がより妥当であるものと見なす。なお、(3-8)式の計算では、体積濃度 $V_f(D_i)$ の最大値に対して50%以下の値を持つ $V_f(D_i)$ は、合わせて1分級¹⁰⁾として分級数 m' を決めた。自由度は $m' - 3$ となる。

3.3.3 粒径分布誤差の評価方法

体積濃度分布の実測値 $V_f(D_i)$ と理論値 $V_f^*(D_i)$ との誤差を、両者の平均的な偏差二乗値 e として次式を用いて評価した。

$$e = \sqrt{\sum_{i=1}^m e_i / m} \dots\dots\dots(3-9)$$

$$e_i = V_f(D_i) - V_f^*(D_i) \dots\dots\dots(3-10)$$

ここで、 m : 粒径分布の分級数($m=51$)

3.3.4 フロックの平均有効密度の測定

丹保らは、ストークスの式を適用し、個々のフロックの沈降速度からフロックの有効密度¹¹⁾を次式で計算した。

$$\rho_e = a(D)^{-n} \dots\dots\dots(3-11)$$

ここで、 ρ_e : 単独フロックの有効密度($\text{mg}/\text{m}\ell$)

D : フロックの粒径(mm)

a : 定数($\text{mg}/\text{m}\ell$)

n : 定数(－)

ただし、有効密度 ρ_e は次式で定義される。

$$\rho_e = \rho_s - \rho_w \quad \dots\dots\dots (3-12)$$

ここで、 ρ_s : 懸濁質密度 (mg/ml)

ρ_w : 水の密度 (mg/ml)

個々のフロックの密度(沈降速度)をオンライン計測し、(3-11)式の関係を求めることは困難であるので、混合液中のフロック群全体に着目し、フロック群全体についての平均有効密度を次式で定義した。

$$\rho_{em} = \frac{S_f}{V_{st}} \quad \dots\dots\dots (3-13)$$

ここで、 ρ_{em} : フロックの平均有効密度 (mg/ml)

S_f : 沈殿したフロックの懸濁質乾燥重量 (mg)

V_{st} : 沈殿したフロックの全体積 (ml)

濁度計測により懸濁質重量を、画像計測によりフロック体積を各々求め、これらの計測値からフロックの平均有効密度を推定した。フロック平均有効密度の推定値 ρ_{em}^* を次式で定義した。推定値 ρ_{em}^* はオンラインでフロックの沈降性を評価できる利点がある。

$$\rho_{em}^* = \frac{S_f^*}{V_{ft}} \quad \dots\dots\dots (3-14)$$

ただし、 S_f^* は次式で計算した¹²⁾。

$$S_f^* = k \cdot T_u + 0.16 \cdot P_a \quad \dots\dots\dots (3-15)$$

ここで、 ρ_{em}^* : 平均有効密度の計算値 (mg/ml)

S_f^* : 懸濁質濃度の計算値 (mg/l)

V_{ft} : 画像計測したフロックの全体積濃度 (ml/l)

k : 定数(－)

T_u : 濁度 (mg/l)

P_a : PAC 注入率 (ml/l)

なお、k の値は原水の水質で決まるので予備検討を加え、k 値として 2.0 を得た。

3.4 実験結果及び考察

3.4.1 粒径分布の実測値とモデル計算値との適合性

各々の PAC 注入率で得られた粒径分布から、正規分布と対数正規分布とを仮定して解析し、 χ^2 検定結果とモデルのパラメータ計算値とを得た。結果を表 3.1 に示す。

表3.1 正規分布と対数正規分布の χ^2 検定及び適合性の比較

PAC注入率 (mg/l)	分 布	χ^2 検 定				幾何平均径 D_n or D_L (mm)	標準偏差 σ_n or σ_L (mm)	近似誤差 e (mm)
		分級数 m'	自由度 $m'-3$	χ^2 値	5%危険率 との比較			
5	正規分布	7	4	3.87	<9.49	0.72	0.24	1.23
	対数正規分布	7	4	7.14	<9.49	0.68	0.36	1.03
7.5	正規分布	11	8	4.83	<15.5	0.91	0.30	1.37
	対数正規分布	9	6	0.86	<12.6	0.86	0.34	0.74
10	正規分布	11	8	7.24	<15.5	1.06	0.39	1.42
	対数正規分布	11	8	1.18	<15.5	0.99	0.36	0.76
15	正規分布	14	11	8.58	<19.7	1.21	0.43	1.03
	対数正規分布	13	10	1.60	<18.3	1.13	0.36	0.52
20	正規分布	14	11	7.48	<19.7	1.32	0.57	1.31
	対数正規分布	14	11	2.13	<19.7	1.17	0.35	0.58
25	正規分布	13	10	5.11	<18.3	1.30	0.45	0.79
	対数正規分布	14	11	2.52	<19.7	1.23	0.36	0.62
30	正規分布	13	10	2.80	<18.3	1.38	0.44	0.65
	対数正規分布	13	10	3.31	<18.3	1.31	0.35	0.63

表3.2 フロック粒径分布の統計的性質

1 画面 毎 の 特 性					積 算 画 像 毎 の 特 性				
画面No.	個数(個)	D_L (mm)	σ_L (mm)	e (mm)	積算画像	個数(個)	D_L (mm)	σ_L (mm)	e (mm)
1	173	1.20	0.36	1.45	1	173	1.20	0.36	1.45
2	182	1.07	0.32	1.78	1~2	375	1.14	0.35	0.98
3	251	0.93	0.30	1.07	1~3	606	1.07	0.35	0.74
4	190	1.06	0.30	2.27	1~4	796	1.07	0.34	0.73
5	154	1.31	0.35	1.60	1~5	950	1.13	0.35	0.60
6	179	1.08	0.33	1.78	1~6	1129	1.12	0.35	0.56
7	193	1.01	0.32	2.40	1~7	1322	1.11	0.35	0.57
8	202	1.18	0.34	1.97	1~8	1524	1.12	0.35	0.57
9	196	1.24	0.41	1.96	1~9	1720	1.13	0.36	0.46
10	192	1.17	0.37	1.48	1~10	1912	1.14	0.36	0.45
11	214	1.04	0.37	2.06	1~11	2126	1.13	0.36	0.51
12	185	1.26	0.36	1.92	1~12	2311	1.14	0.36	0.49
13	198	0.99	0.37	2.62	1~13	2509	1.14	0.36	0.50
14	189	1.13	0.38	1.93	1~13	2698	1.13	0.36	0.53
15	204	1.11	0.32	1.19	1~15	2902	1.13	0.36	0.52

各PAC注入率における粒径分布の実測値(ヒストグラム)と、得られた平均値と標準偏差から計算される正規分布(破線の曲線)、並びに対数正規分布(実線の曲線)を合わせて図3.2(a)~(g)に示す。正規分布並びに対数正規分布を仮定した時の χ^2 計算値は、表3.1からわかるように、いずれも危険率5%の値より小さかった。このことから、正規分布並びに対数正規分布いずれを仮定しても良いことになる。一方、近似誤差eはいずれの場合も対数正規分布の方が正規分布より小さい結果が得られた。このことから、フロック粒径分布を対数正規分布とみなす方が工学的にはより妥当といえる。なお、松井らは、¹⁴⁾活性汚泥フロックについて粒径分布が正規分布を仮定して良いことを報告しており、これらの分布特性は一般的なフロック形成に共通する現象であることが示唆される。

Rajagopal¹⁵⁾は、一般的な懸濁質の凝集や分散現象に対して確率過程モデルを適用した。このモデルでは、粒径が増加するかまたは減少するかは時間に依存しない確率変数であるとした。その結果、時間が充分経った後の粒径分布が中心極限定理により対数正規分布に従うとしている。著者らの実験⁸⁾においてフロック粒径分布が対数正規分布になったことから、フロック形成を確率過程と見なし、かつ粒径の変化確率が時間に依存しないと仮定することが可能である。

なお、フロック粒径分布は幾何平均径(対数平均径) D_g と幾何標準偏差 σ_g 、並びに全フロック体積 V_{ft} の3つの変数で記述できる。すなわち、(3-1)式は次式となる。

$$V_f(D) = f(D_g, \sigma_g, V_{ft}) \quad \dots\dots\dots(3-16)$$

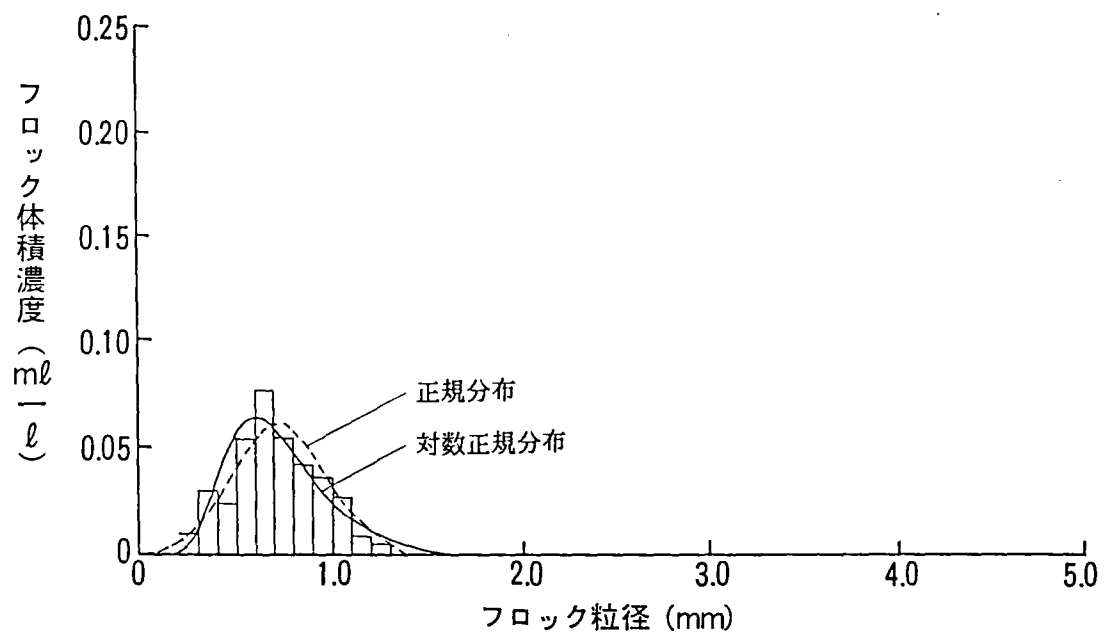
3.4.2 フロック粒径分布に及ぼす処理画面数の影響

1画面で計測する混合液容積は本章では35.5mlであり、フロック形成池の母集団からすればかなり小さい容積である。1画面に出現するフロック数は水質並びに操作条件によって異なるが、200~400個であった。分級数は51であるので、1画面から正確な粒径分布を得ることはできない。そこで、実験した水質条件において標準的なPAC注入率=15mg/lの場合を例に処理画面数の影響を検討した。

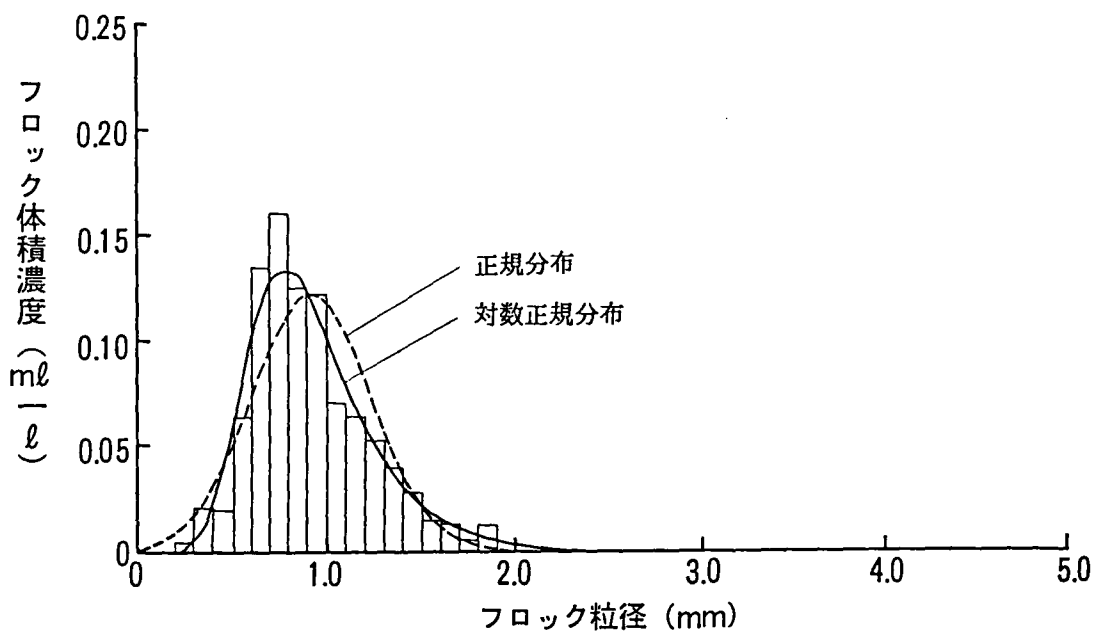
画面数が1ないし15画面の粒径分布の実測値、並びに、対数正規分布を仮定して計算した理論曲線(実線で示す)を図3.3(a)~(e)に示す。また、処理画面数が実測粒径分布の幾何平均径と近似誤差に及ぼす影響を図3.4と図3.5に示す。さらに、粒径分布の統計的な特性を調べるために、1画面毎並びに累積した画面毎のフロック数、幾何平均径、幾何標準偏差並びに近似誤差を表3.2にまとめた。

表3.2、図3.3~3.5において、幾何平均径、幾何標準偏差並びに近似誤差は単独の各画面ではばらつきがあるが、積算して多数個のフロックを処理することにより収束していくことがわかる。必要な画面数を決めるには、フロック粒径分布の特性量である幾何平均径と幾何標準偏差の計測分解能を実用上どの程度まで求めるかが問題となる。

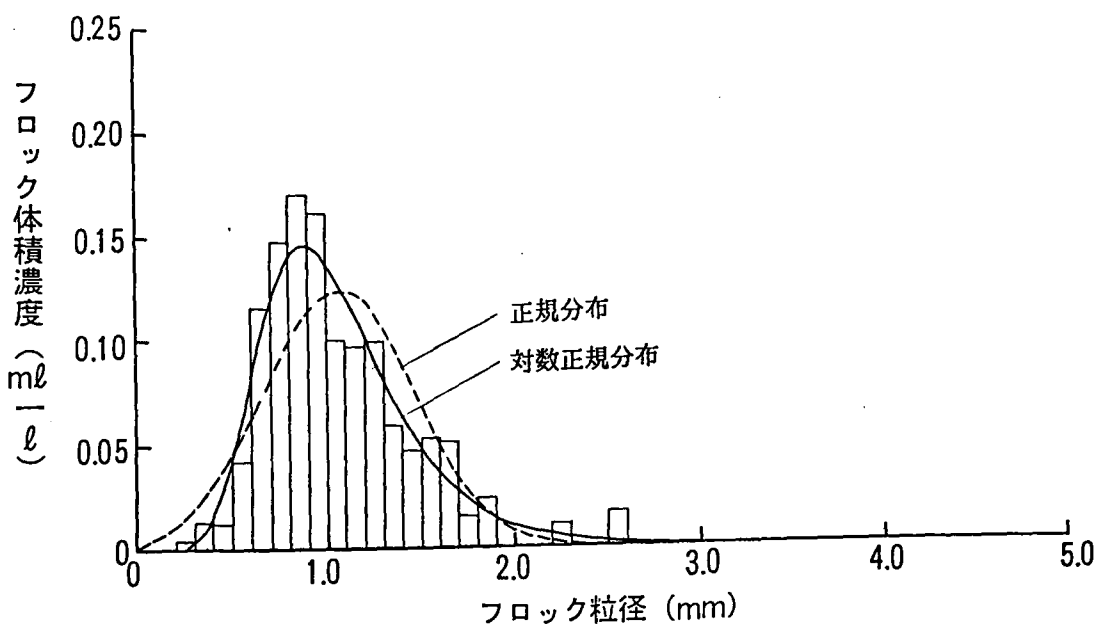
表3.1によれば、PAC注入率が1mg/l変化した時の幾何平均径 D_g の変化は0.01~0.02と見積もられる。そこで、幾何平均径 D_g の分解能の目安を0.01~0.02として、図3.4及び表3.2において D_g の収束域が、これ以下になるような処理画面数を読み取ると約10



(a) PAC 注入率 = 5mg/l



(b) PAC 注入率 = 7.5mg/l



(c) PAC 注入率 = 10 mg/l

図 3.2 正規分布及び対数正規分布の適合性

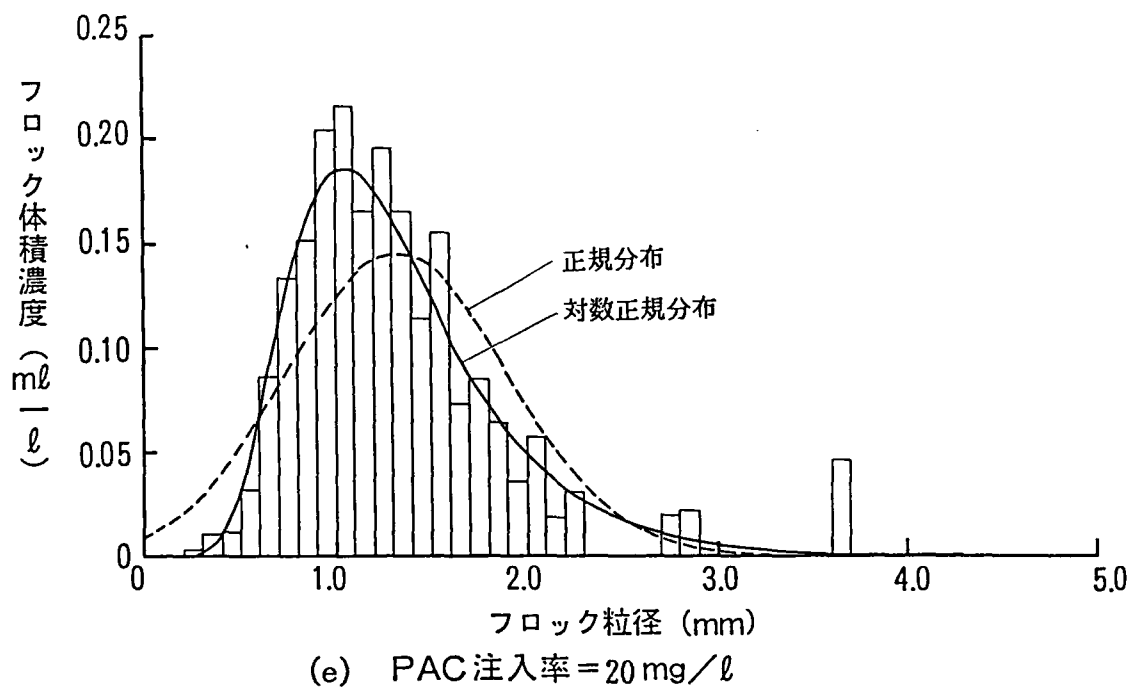
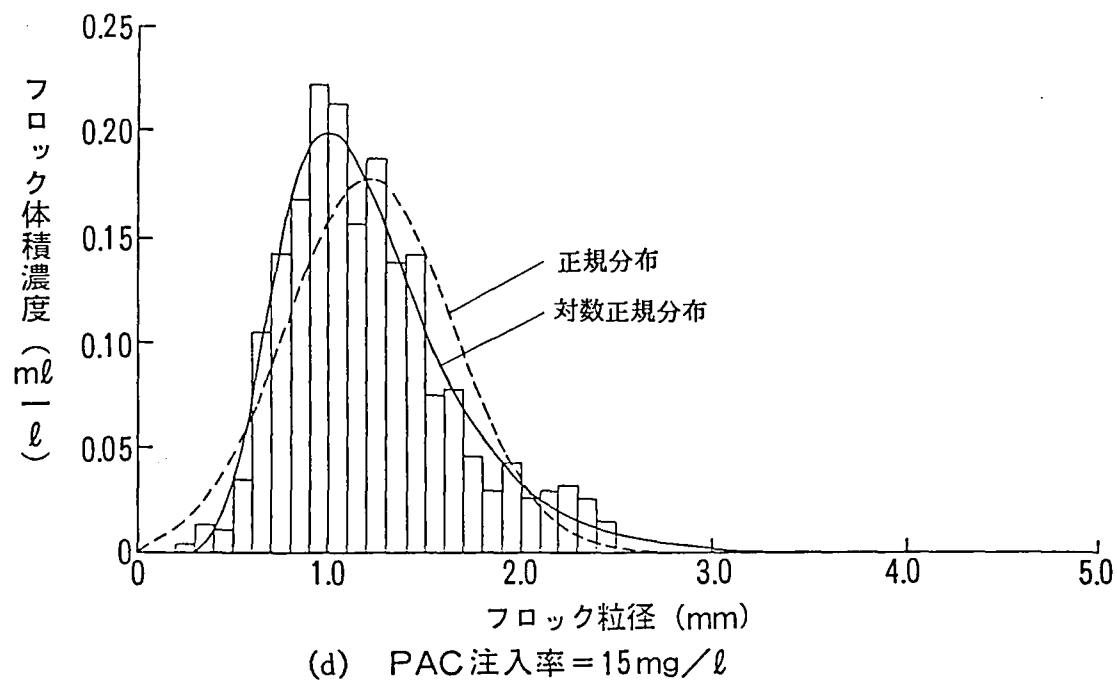


図 3.2 正規分布及び対数正規分布の適合性

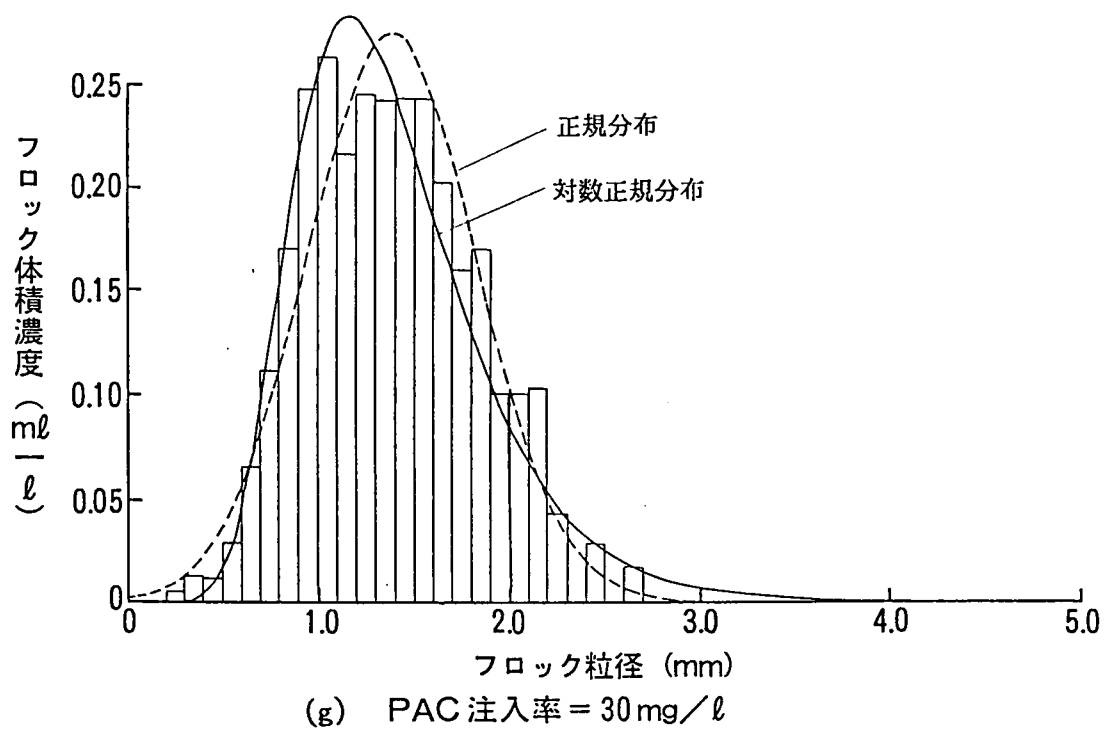
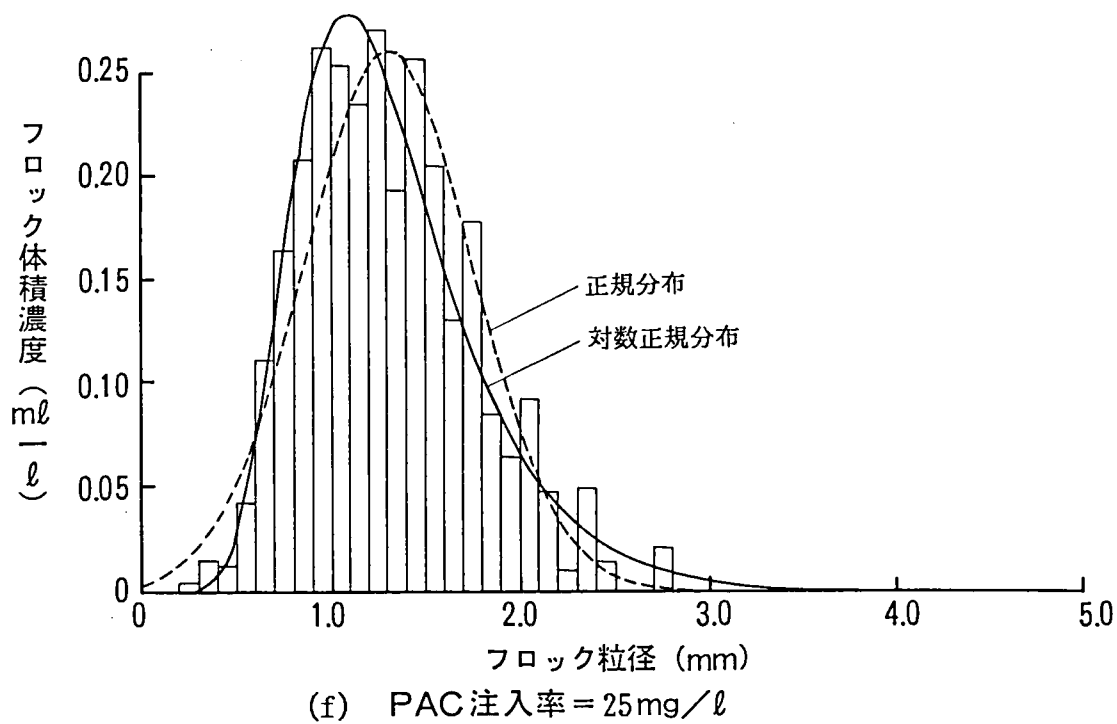
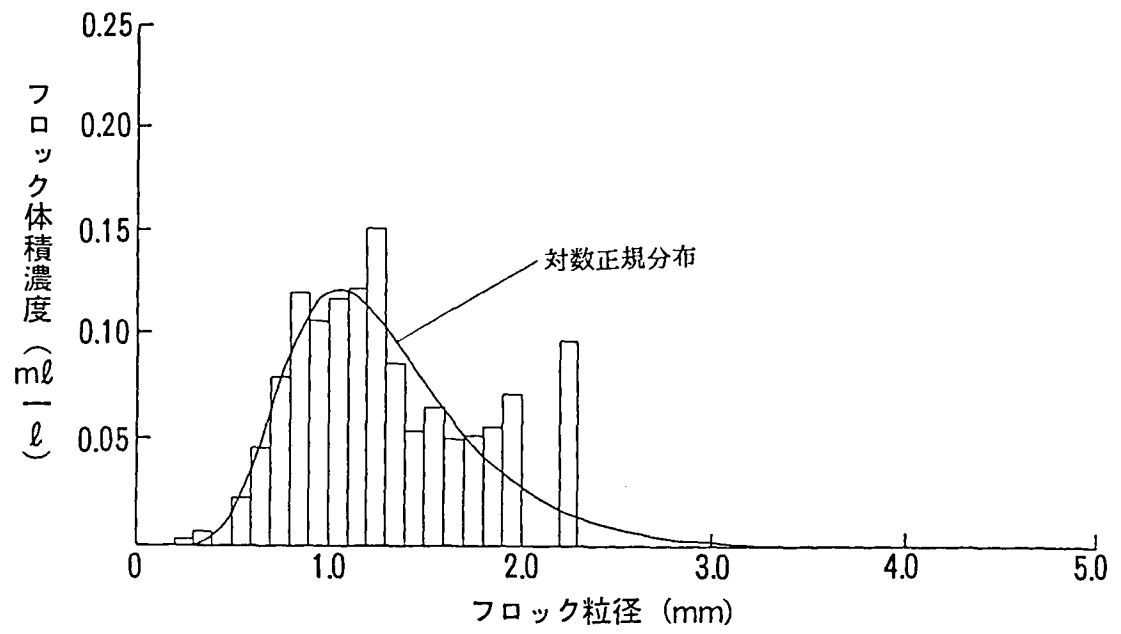
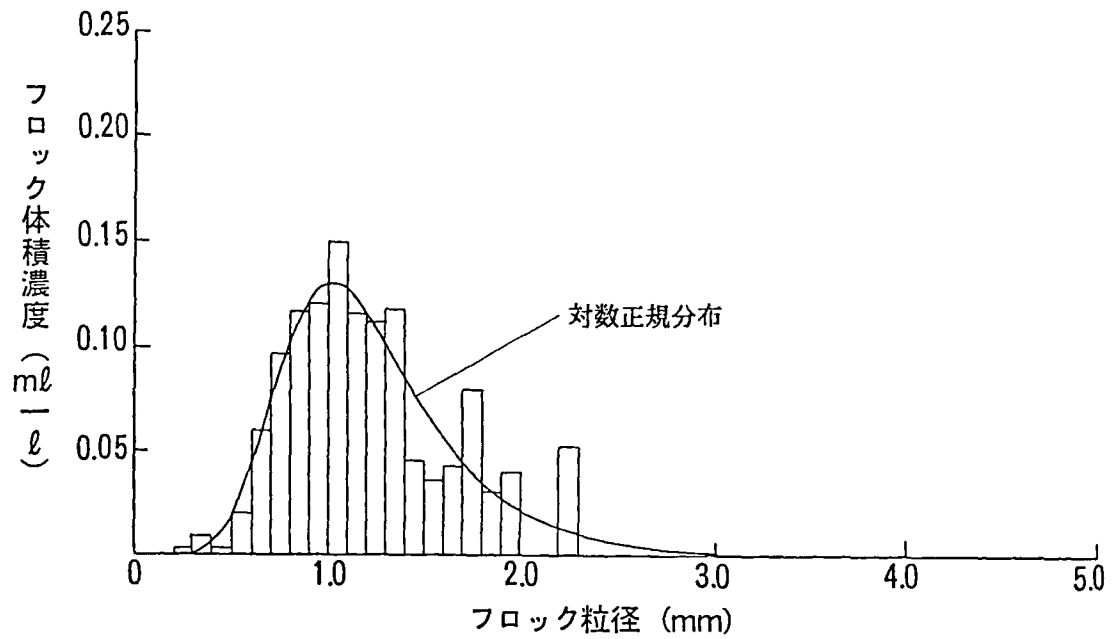


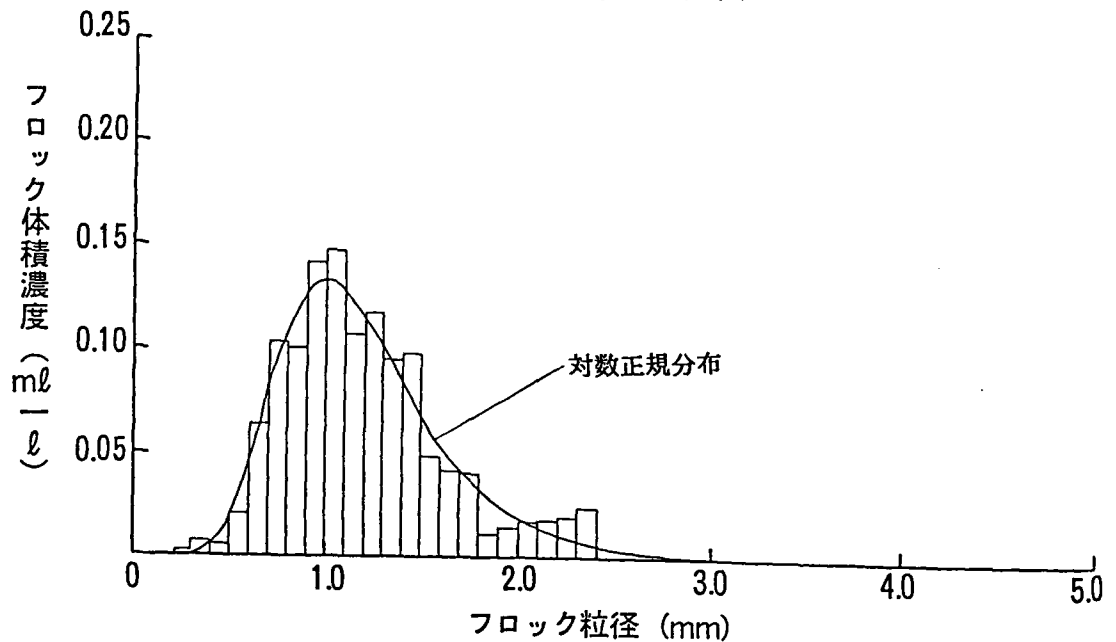
図 3.2 正規分布及び対数正規分布の適合性



(a) 画像処理画面数=1画面

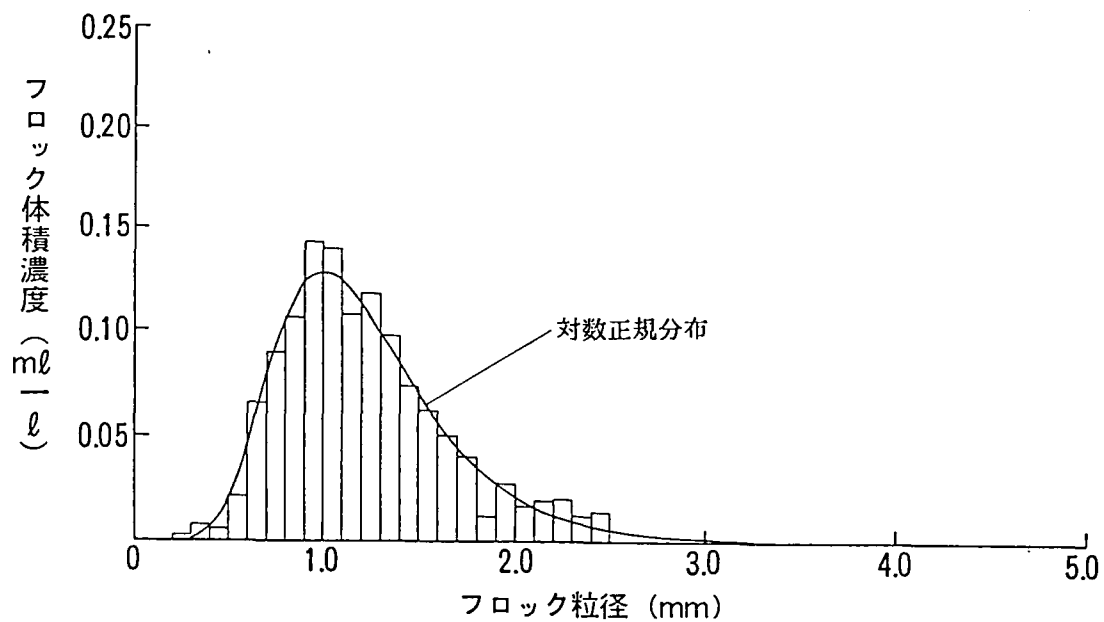


(b) 画像処理画面数=2画面

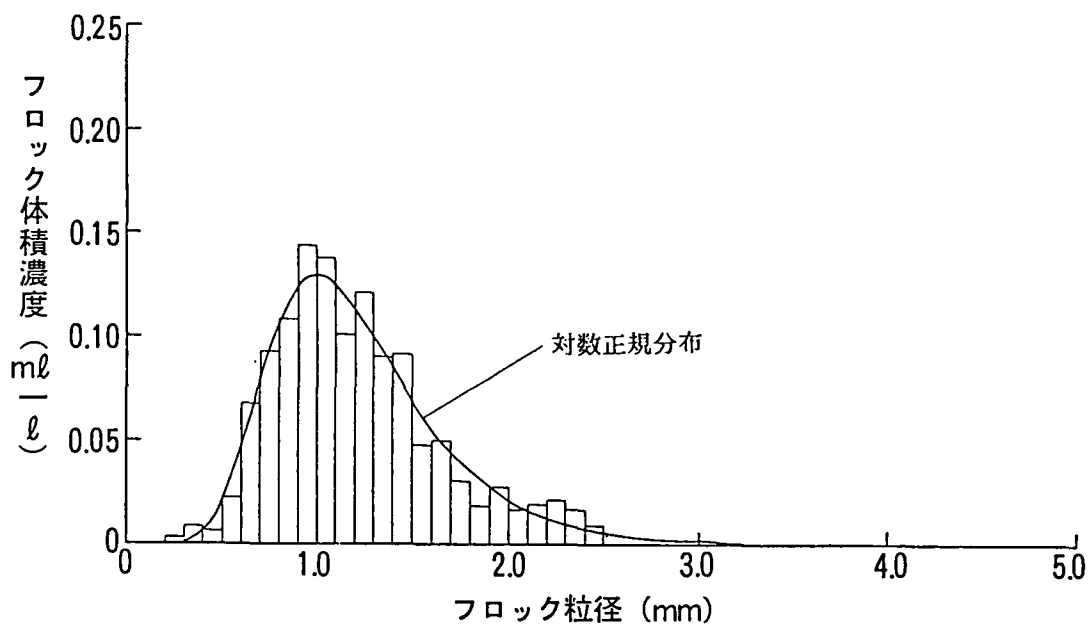


(c) 画像処理画面数=5画面

図 3.3 処理画面数が粒径分布に及ぼす影響



(d) 画像処理画面数 = 10画面



(e) 画像処理画面数 = 15画面

図 3.3 処理画面数が粒径分布に及ぼす影響

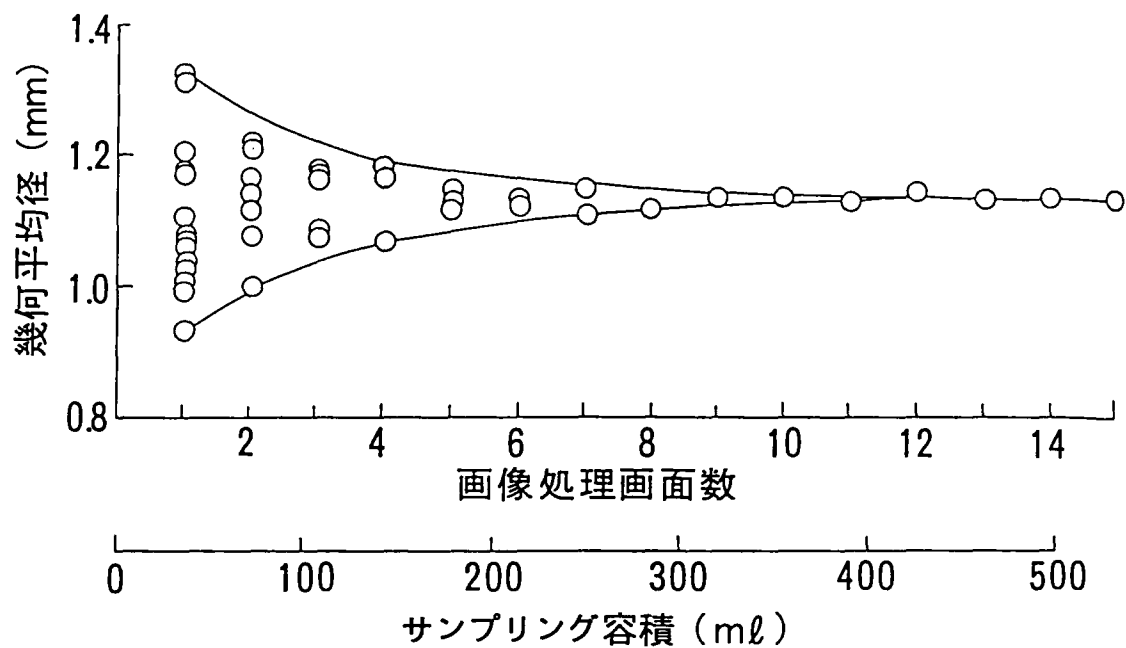


図 3.4 処理画面数が幾何平均径に及ぼす影響

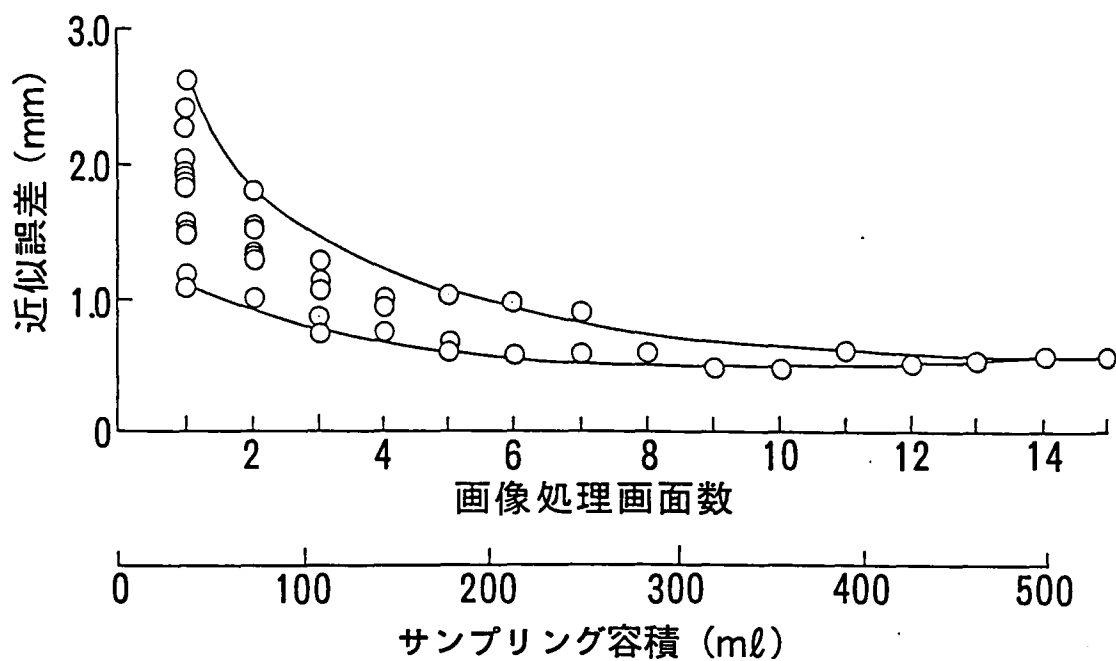


図 3.5 処理画面数が近似誤差に及ぼす影響

画面であった。これはサンプリング容積で355mlに相当する。この容積は、実験した条件では、母集団からフロック粒径分布の統計的な特徴を推定し得る最小容積であると解釈できる。ただし、このサンプリング容積は、単位容積に存在するフロック個数に依存する。濁度が高い場合には1画面当たりのフロック個数が多いので、10画面以下でも十分であると思われる。しかし、本実験では、濁度が低くフロック個数も少ない条件であったので、10画面は安全側にみた画面数といえよう。

3.4.3 フロック粒径分布に及ぼすPAC注入率の影響

表3.1において、PAC注入率が対数正規分布の幾何平均径と幾何標準偏差に及ぼす影響を整理して図3.6に示す。PAC注入率 P_a の増加に対して幾何平均径 D_g は増加するが、幾何標準偏差 σ_g は変化しないことが見い出された。すなわち、フロック粒径分布はPAC注入率の増加に対して分散の度合を一定にして、粒径が大きくなる方にシフトすることを意味する。図3.6に示されるこの関係を実験式として最小二乗近似すると次式が得られる。

$$D_g = 0.787 \cdot \log P_a + 0.169 \quad \dots\dots\dots(3-17)$$

$$\sigma_g = 0.361 \quad \dots\dots\dots(3-18)$$

ところで、第2章において、フロック沈殿体積 V_{st} はPAC注入率 P_a の関数として次式を得ている。

$$V_{st} = 0.164 \cdot P_a - 0.439 \quad \dots\dots\dots(3-19)$$

画像認識によって計測したフロック全体積 V_{ft} が沈殿体積 V_{st} の α 倍(第2章では $\alpha = 1/0.7 = 1.4$)と仮定する($V_{ft} = \alpha \cdot V_{st}$)と次式が成り立つ。

$$V_{ft} = \alpha \cdot (0.164 \cdot P_a - 0.439) \quad \dots\dots\dots(3-20)$$

(3-17)式、(3-18)式及び(3-20)式は(3-5)式の具体的な関数形を表し、(3-7)式の対数正規分布式が、(3-21)式に示すように、PAC注入率のみの関数として記述されたことを意味する。

$$V_f(\log D) = f(P_a) \quad \dots\dots\dots(3-21)$$

(3-21)式は、PAC注入率 P_a を操作して粒径分布を制御できる可能性を示唆する。例えば、フロックの粒径分布の幾何平均径が基準値よりも小さければPAC注入率を増加させることによりフロック形成を促進させ、逆に、幾何平均径が基準値よりも大きければPAC注入率を減少させて不要な凝集剤消費量を節約することが可能であろう。

3.4.4 フロック沈降性に及ぼすPAC注入率の影響

凝集・沈殿プロセスでは単にフロックを成長させるだけでなく、沈降性に優れたフロックを形成させることが必要である。しかし、低濁度時にはフロックが形成されにくいため、

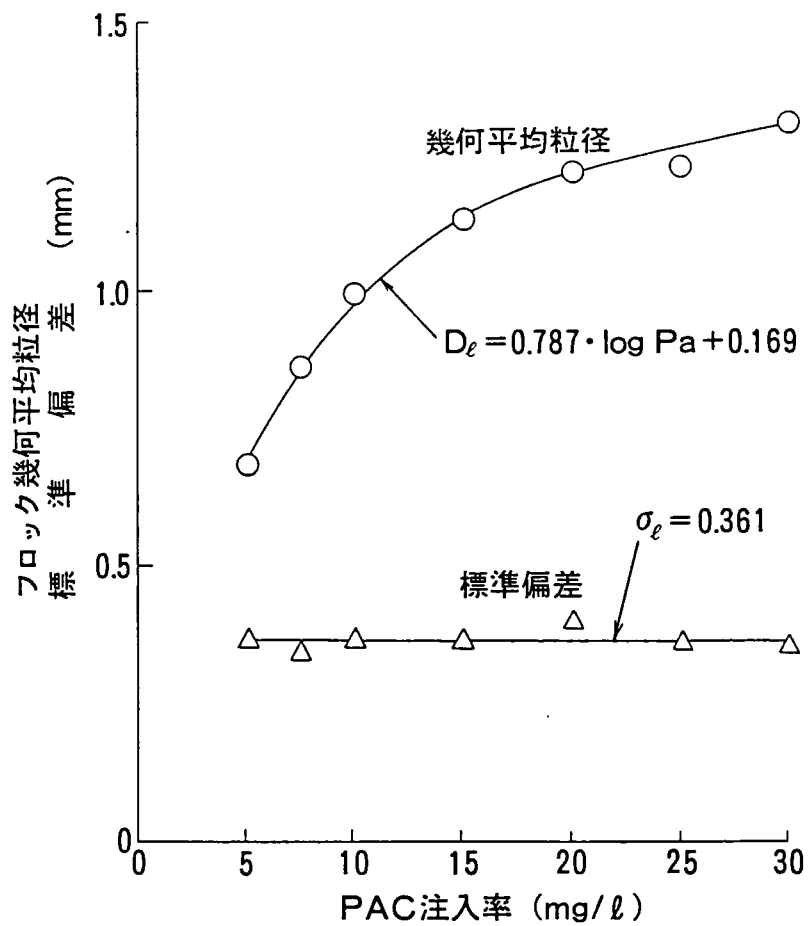


図3.6 PAC注入率が D_f と σ_f に及ぼす影響

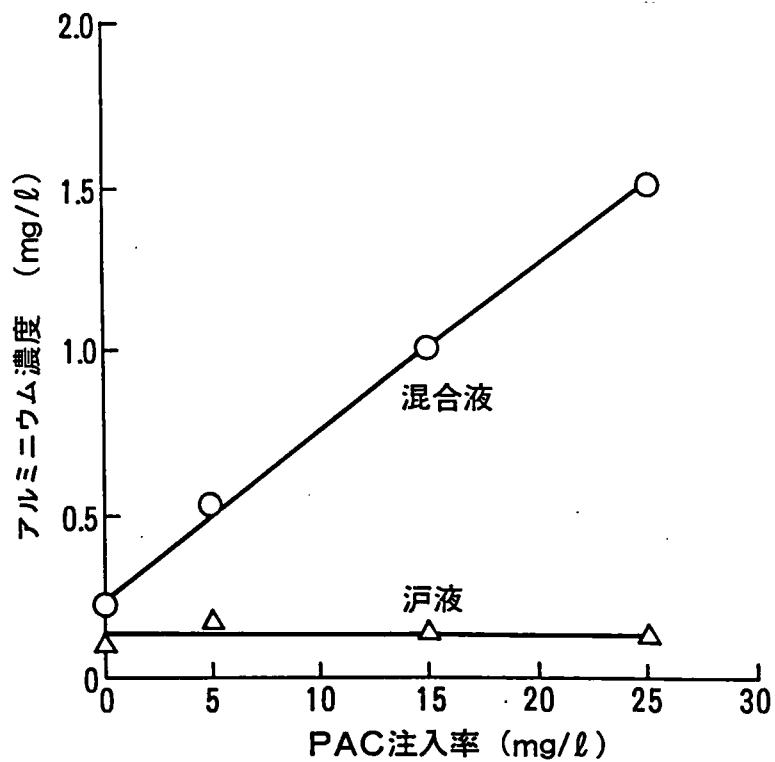


図3.7 フロック混合液及び上清液中のAl濃度

16)
いきおい凝集剤が過剰に注入され易く、次に述べるような種々の弊害も発生する。

凝集剤の過剰添加は、凝集剤が水酸化物となってフロックの一部となりフロック体積を増加させる。このことは、フロックの密度を低下させ、沈殿池での沈降性が悪化する。また、ろ過池で微小フロックが漏出し易くなり、浄水プロセス全体に影響する。その上、難脱水性の汚泥を多量に発生させ、汚泥処理にも悪影響を与える。

図3.7はフロック形成池内混合液、及び、ろ液の各々のアルミニウム濃度を示す。図3.7より明らかなように、ろ液のアルミニウム濃度が一定であるので、注入したアルミニウムはほぼ全量がフロックになっているものと見なせる。したがって、フロックが充分形成されていれば余分な凝集剤注入は控えた方がよいと言える。このような観点からは、フロック形成を粒径分布で監視するだけでなく、フロックの密度を監視することが重要であると言える。

3.4.5 フロックの平均有効密度

(3-13)式による平均有効密度の実測値 $\rho_{em}(O)$ と、(3-14)式による推定値 $\rho_{em}*(\Delta)$ とを図3.8に示す。同図に示すように、フロック群を全体としてみた場合にもPAC注入率の増加に対して平均有効密度の低下がみられた。個々のフロックの有効密度はPAC注入率の増加に対して低下することが知られているが、フロック群全体についても同様の関係が成り立つといえる。また、実測値(O)と画像計測値(Δ)とがほぼ一致したことから、フロック群の平均密度を監視できる可能性が示唆された。なお、この監視法は画像計測に濁度計測を加えることで達成できる

ただし、PAC注入率=5mg/lでは平均有効密度の値はかなり高い値となった。この理由は以下の通りである。PAC注入率が過少の場合、粒径が0.2mm以下のマイクロフロックが多いために、画像認識されたフロックは少ない。このため、(3-13)式の V_{st} 、及び(3-14)式の V_{ft} が実際よりも低く計測されたことになり、左辺の ρ_e と ρ_e^* とが高くなったものと思われる。

3.4.6 上澄水濁度

フロックの沈降性を評価するために、フロック沈殿体積測定装置の上澄水濁度、並びに実プラントの沈殿池出口濁度を測定した。結果を図3.9に示す。また、図3.10はPAC注入率を操作した時のフロック形成池の混合液の全SSと沈殿したフロックのSSの変化を表す。PAC注入率が15mg/l以下では、図3.10に見られるように全SSと沈殿フロックのSSとの差が拡大した。このことは、沈降しないマイクロフロックの増加を意味し、図3.9に示したように上澄水濁度の増加を招く。

逆に、PAC注入率が15mg/l以上に増加すると、図3.9からわかるようにフロック沈殿体積測定装置での上澄水濁度は次第に減少した。しかし、実際の沈殿池出口濁度は増加した。このことは、図3.8に示すようにフロックの密度が減少して水の密度に漸近するため、沈降速度の遅い未沈降フロックが沈殿池出口から溢流するためと思われる。

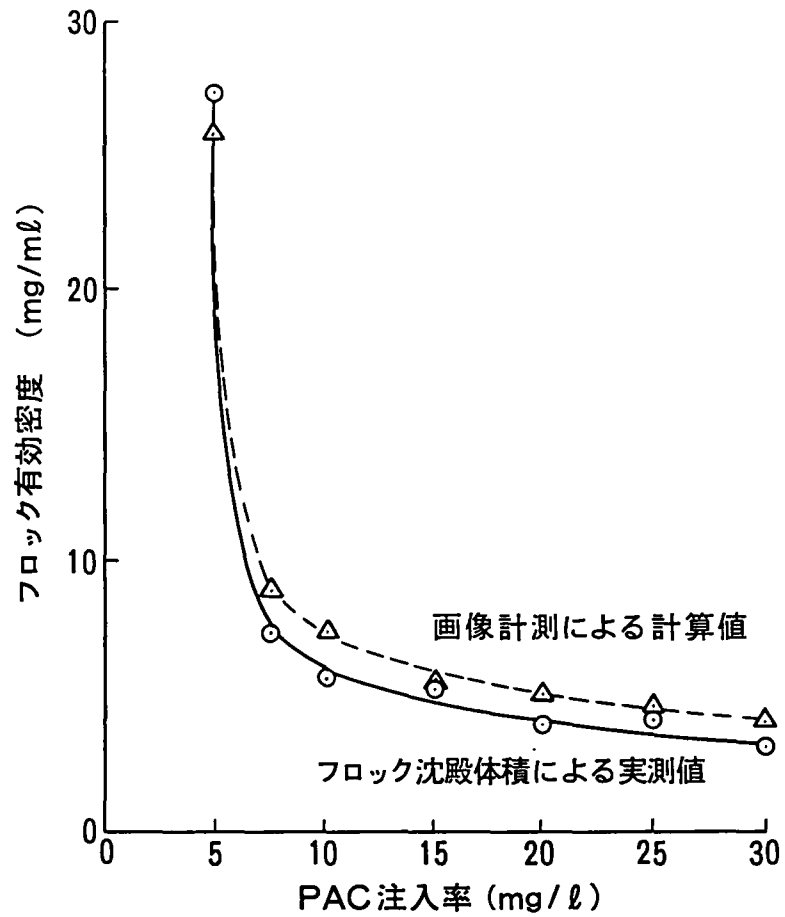


図3.8 PAC注入率がフロックの平均有効密度に及ぼす影響

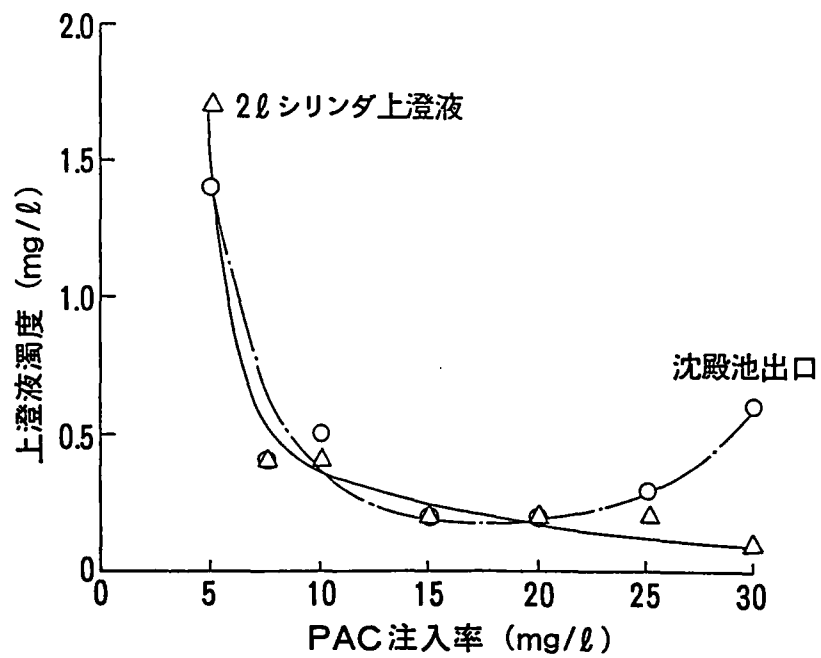


図3.9 PAC注入率が上澄水濁度に及ぼす影響

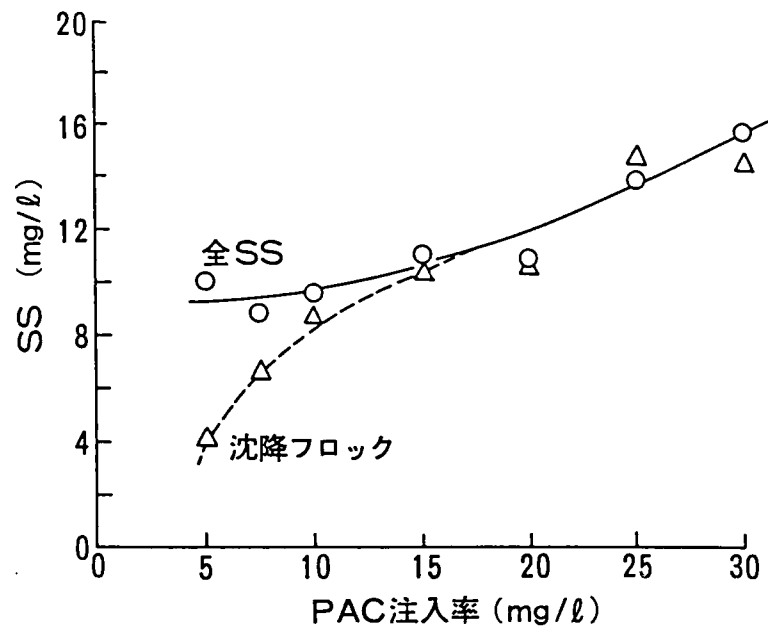


図3.10 PAC注入率とSSとの関係

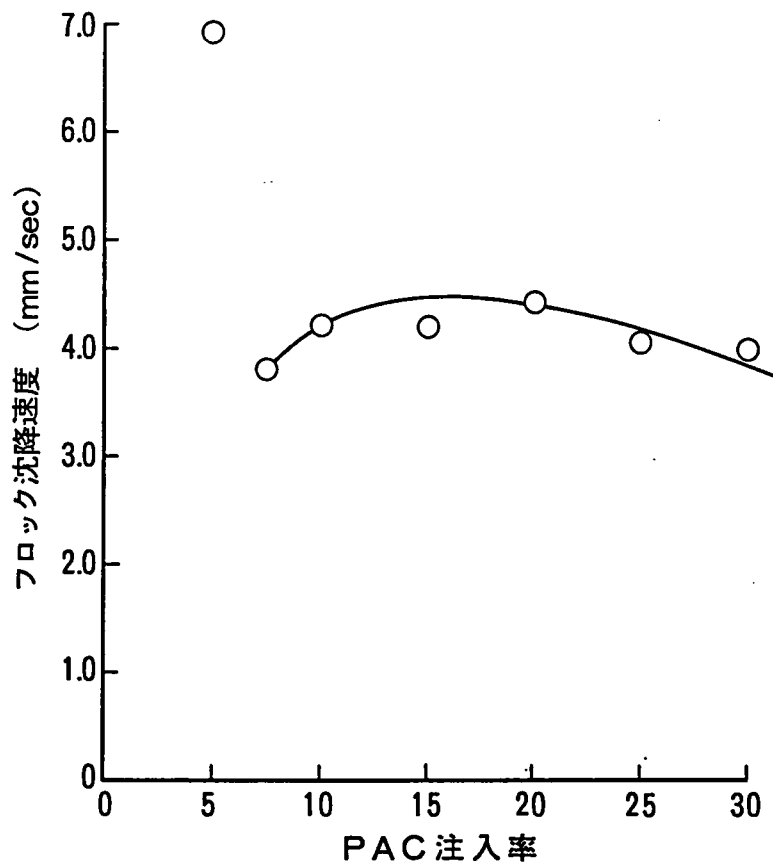


図3.11 PAC注入率がフロック沈降速度に及ぼす影響

3.4.7 フロックの沈降速度

層流領域における球状粒子の沈降速度はストークスの式で表される。

$$v = \frac{g}{18} \frac{\rho_e}{\mu} D^2 \dots\dots\dots(3-22)$$

ここで、 v ：粒子の沈降速度(m/sec)

g ：重力加速度(m/sec²)

ρ_e ：粒子の有効密度(kg/m³)

μ ：粘性係数(kg/m/sec)

D ：粒径(m)

フロック群全体の代表沈降速度を(3-22)式により計算し、PAC注入率に対してプロットして図3.11を得た。同図によれば20mg/ℓ以上のPAC注入率ではフロック沈降速度はほぼ一定になる。しかし、個々のフロックの沈降速度は代表速度を中心として拡がりをもつ分布をなすものと推定され、特に低速領域に分布するフロックが未沈降フロックとして沈殿池出口の濁度を上昇させる一因になったものと考えられた。

以上のように、実プラントではPACの過剰注入が必ずしも得策でなく、これを防止するにはフロック沈降性(密度と粒径)の適切な管理が重要であることが示唆された。

3.5 結 言

画像認識したフロック画像から粒径分布を演算し、分布の統計的特徴を解析すると共に、フロック形成特性並びに沈降特性をフロック粒径とその密度から評価した。本章で得られた結果を以下に要約する。

- 1)フロック粒径分布(体積濃度分布)が対数正規分布で近似できることを見出した。このことは、フロック形成過程を確率過程と見なせる可能性を示唆する。(3.4.1節)
- 2)画像処理に必要な画面数は、本実験では約10画面で、混合液容積は355mℓであった。この容積は母集団からフロック粒径分布を求める際に必要な最小容積と考えられた。(3.4.2節)
- 3)PAC注入率の増加に対して、フロック粒径分布の幾何平均径が増加し、幾何標準偏差が一定のパターンで変化することを見出した。(3.4.3節)
- 4)フロック群の平均有効密度を定義し、この平均有効密度がPAC注入率の増加に伴って低下することを見出した。(3.4.5節)
- 5)凝集剤の過剰注入を防止するには、フロック沈降性(密度)の適切な管理が重要であることが示唆された。(3.4.4～3.4.7節)

3.6 参考文献

- 1) Pich, J., Friedlander, S.K. and Lai, F.S. : The self-preserving particle size distribution for coagulation by Brownian motion-III., *Aerosol Science*, Vol.1, pp.115-126(1970)
- 2) Graham, S.C. and Robinson, A. : A comparison of numerical solutions to the self-preserving size distribution for aerosol coagulation in the free-molecule regime, *J. Aerosol Science*, Vol.7, pp.261-273(1976)
- 3) 丹保憲仁, 渡辺義公: フロッキュレータの合理的設計(Ⅲ), *水道協会雑誌*, 449号, pp.2~17 (1972)
- 4) Swift, D. and Friedlander, S.K. : The coagulation of hydrosols by Brownian motion and laminar shear flow, *Journal of Colloid Science*, Vol.19, pp.621-647 (1964)
- 5) Huck, P.M. and Murphy, K.L. : Kinetic model for flocculation with Polymers, *Journal of the Environmental Engineering Division*, August, pp.767-784(1978)
- 6) Ives, K.J. and Bhole, A.G. : Theory of flocculation for continuous flow system, *Journal of the Environmental Engineering Division*, February, pp.17-34(1973)
- 7) 丹保憲仁, 渡辺義公: フロッキュレータの合理的設計(Ⅳ), *水道協会雑誌*, 454号, pp.27~37(1972)
- 8) 馬場研二, 堀田和之: フロック形成過程のマルコフモデルの提案, 第15回衛生工学研究討論会講演概要集, pp.7~12(1979)
- 9) 一木博幸, 馬場研二: 画像認識によるフロック監視に関する研究(Ⅰ)ーフロックのオンライン画像認識法に関する検討ー, *水道協会雑誌*, 第56巻, 第7号(第634号), pp.13-23 (1987)
- 10) 寺田一彦: 推測統計法, pp.90~99, 朝倉書店(1973)
- 11) 丹保憲仁, 渡辺義公: アルミニウムフロックの密度に関する研究(Ⅰ), *水道協会雑誌*, 397号, pp.2~10(1967)
- 12) 日本水道協会: 水道維持管理指針(1982年版), p158(1982)
- 13) Epstein, Benjamin : The mathematical description of certain breakage mechanisms leading to the logarithmic-normal distribution, *J.F.I.*, December, pp.471-477(1947)
- 14) 松井三郎, 山本良子: カラーモニターテレビを用いた活性汚泥の糸状性細菌長、糸状細菌長およびフロック投影面積の測定, *下水道協会誌*, Vol.20, No.224, pp.17-24(1983)
- 15) Rajagopal E.S.: Statistical Theory of Particle Size Distribution in Emulsions and Suspensions, *Kolloid Zeitschrift*, Vol.162, No.2, pp.85~92(1959)
- 16) 土木学会衛生工学委員会(水質管理に関する小委員会): 汚泥処理上からみた合理的浄水方法に関する研究総括報告書, pp.194~235(1980)

第4章 フロック形成過程の画像監視と硫酸 アルミニウム低減の可能性

第 4 章

フロック形成過程の画像監視と 硫酸アルミニウム低減の可能性

概 要

淀川を水源として硫酸アルミニウムを用いる浄水場(大阪府・大庭浄水場)に、フロック画像監視システムを適用し、以下の結果を得た。

(i)フロック画像の効果的な前処理法として、第2章で提案した、 6×6 画素の空間フィルタリング法の有効性を確認した。(ii)本システムの適用により1段目から4段目までのフロック形成過程を監視可能であることを明らかにした。(iii)1段目におけるフロック粒径分布は、凝集剤注入率の増減の影響を受け、幾何平均径に及ぼす影響はPACを用いた場合と同様の関数形で表された。(iv)凝集剤注入率を従来の25~35%低減した運転を行った結果、1段目の幾何平均径は0.5~0.6mmの範囲であった。

これらの知見から、フロック画像監視は硫酸アルミニウムによって形成されたフロックの場合にも自動監視可能であり、凝集剤注入を適正化する手段としても期待できるものと結論された。

4.1 緒 言

第2章では、水質の良好な河川水(筑後川)を原水とし、凝集剤として水道用ポリ塩化アルミニウムを注入する浄水場(久留米広域上水道企業団・荒木浄水場)において、フロック画像監視システムを適用し、フロックの画像認識方法を検討した。第3章では、フロック粒径分布の基本的な特性として、粒径分布が対数正規分布に従うことなどを見い出すと共に、フロックの密度と残留濁度との関係を明らかにした。

フロック画像監視システムの適用可能性をより一般的なものとするには、原水や凝集剤の条件が荒木浄水場と異なる浄水場における実機実証が必要である。そこで、本章では、(i)汚濁がやや進行した都市河川(淀川)を原水とし、(ii)硫酸アルミニウムを注入する浄水場(大阪府・大庭浄水場)に本システムを適用した。実験は、昭和61年6月から7月に実施され、(iii)直列4段からなるフロック形成池・各段においてフロック形成状況を画像監視した。また、1段目においてフロック粒径分布を計測して、凝集剤使用量を低減できる可能性について検討した。

4.2 実験対象施設と実験装置

4.2.1 大阪府・大庭浄水場の概要

大庭浄水場は淀川から取水し、東大阪並びに堺地域に工業用水を供給している。大庭浄水場の施設フローを図4.1に、平面図を図4.2に示す。施設は急速攪拌池、フロック形成池及び横流式凝集沈殿池から成る一次系と、高速沈殿池を主体とする二次系から成る。処理量は一次系40万 m^3 /日、二次系20万 m^3 /日で総計60万 m^3 /日である。大阪府条例によれば、工業用水道の水質に関して給水中の濁度は30 mg/ℓ 以下と比較的高い値が許されている。このためろ過池は設置されていないが、大庭浄水場では沈殿池出口濁度の目標を5 mg/ℓ 以下としている。凝集剤は、両系とも水道用硫酸アルミニウムが用いられている。実験は一次系を対象に実施した。

フロック形成池は4段の池で構成され、各段の形状は幅3.3m、深さ3.5m、長さ17.0mである。攪拌方式は、テーパードフロッキュレーション方式である。攪拌エネルギー強度を表すG値(at 20℃)は、1段目=29.45(1/sec)、2段目=19.94(1/sec)、3段目=10.36(1/sec)、4段目=7.70(1/sec)である。各段の滞留時間は各11分でフロック形成池全体では44分である。

4.2.2 フロック画像監視システム

フロック画像監視システムについては、第2章2.2節(図2.1～2.7)に示したので詳細な説明は省略する。ただし、水中カメラ内部に設置した工業用テレビカメラは型式(日立;KV-131)が異なる。また、きょう体とバックスクリーンとの間隙を15mm、撮像領域を42.0mm(横)×42.0mm(深さ)とした。これは、水中カメラを1段目にも設置する計画であったので、第2章より拡大倍率を増大するように設定したためである。また、画像の左端に発生する撮像系ノイズを除去するために、画像処理の対象領域は横を41.3mmとした。なお、水中カメラを各段に浸漬できるように水中カメラの固定装置を移動可能とした。水中カメラの設置状況を図4.3に示す。

4.3 実験条件、及び方法

4.3.1 凝集剤注入率の設定方法

画像監視の目的は、第一にフロック形成を連続的かつ定量的に確認することである。また、フロック形成をもっとも容易に制御できる操作因子は凝集剤注入率であるので、これを操作して凝集剤使用量を低減することが望まれる。大庭浄水場では、すでに濁度とアルカリ度に基づく凝集剤注入制御が実施され、その効果が確認されている。この注入方法は経験的に次式が採用されている。

$$T_u < 10 \quad : \quad D_o = 12.0 + 0.55 \cdot (A - 28) \quad \dots\dots\dots(4-1)$$

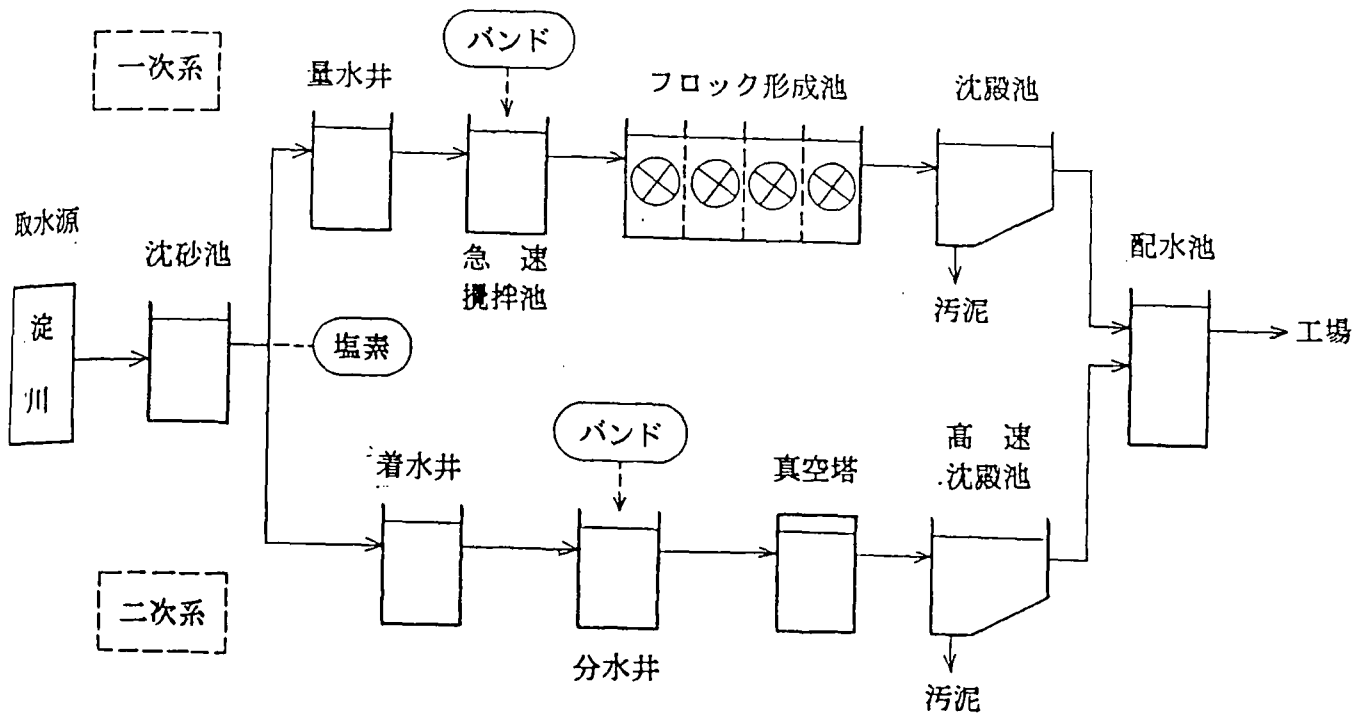


図 4.1 大阪府大庭浄水場の施設フロー

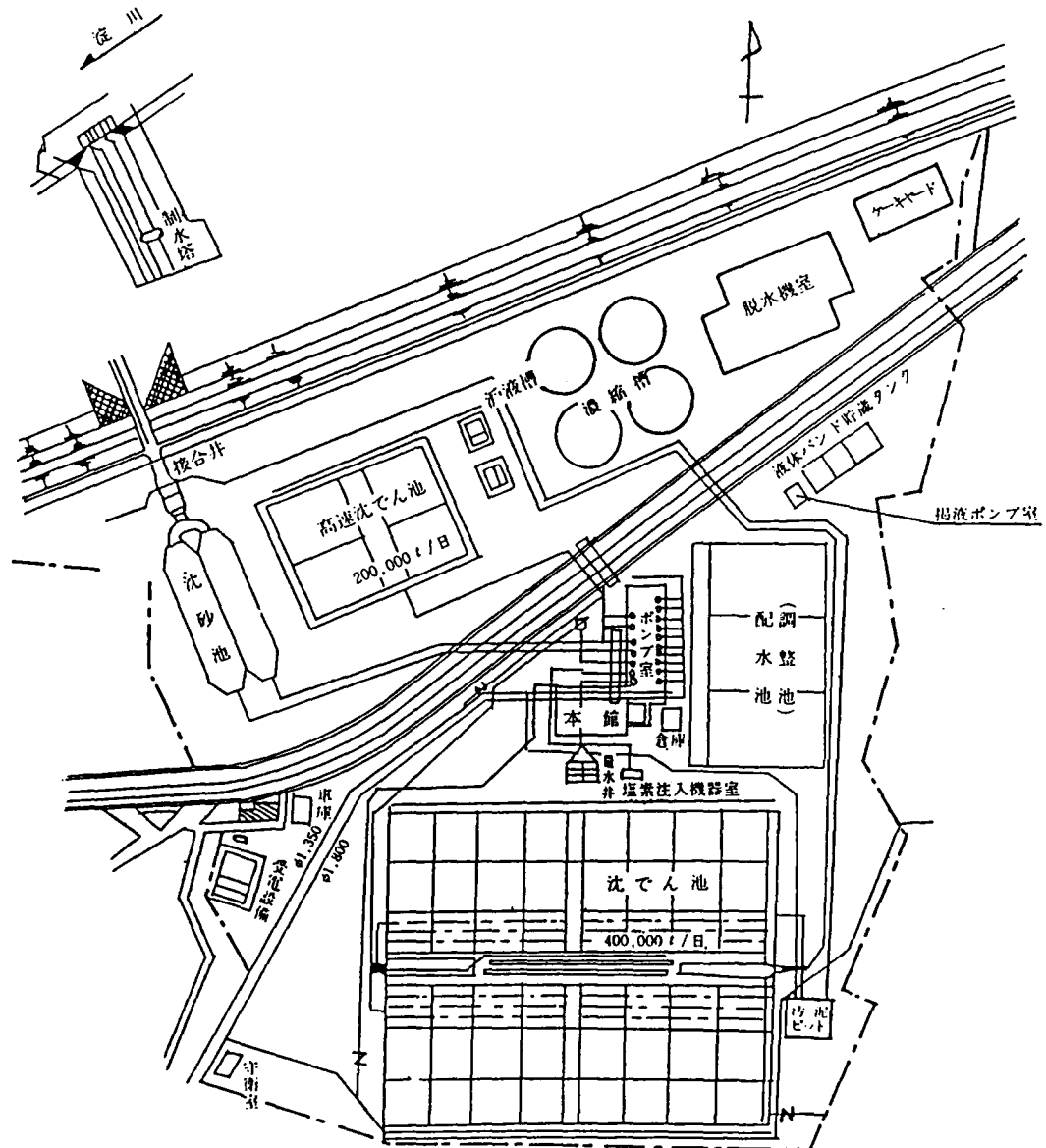
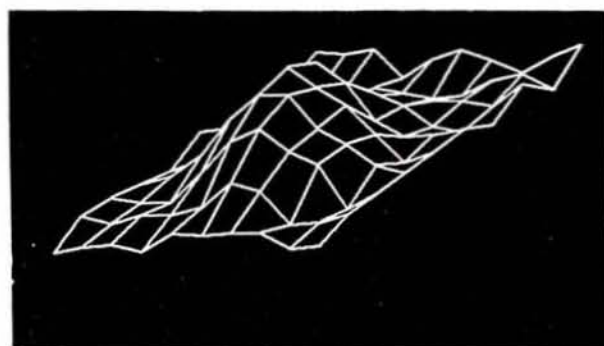


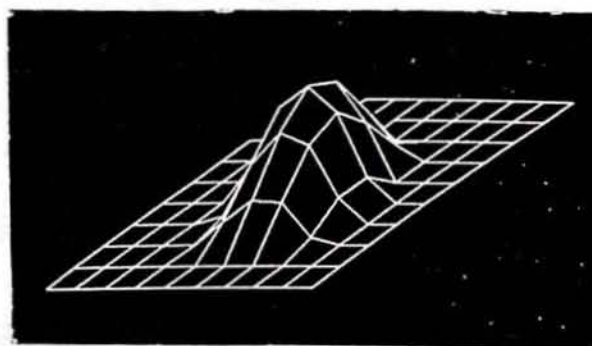
図 4.2 大庭浄水場の概要



図 4.3 水中カメラの設置状況



(a) 原画像フロックの輝度分布



(b) F_6 フィルタリング後

図 4.4 F_6 による空間フィルタリング

$$T_u \geq 10 : D_o = 5.10 \cdot T_u^{0.38} + 0.55 \cdot (A - 28) \quad \dots\dots(4-2)$$

ここで、 T_u ：原水濁度(mg/ℓ)

D_o ：硫酸アルミニウム注入率(mg/ℓ)

A ：アルカリ度(mg/ℓ)

すなわち、硫酸アルミニウム注入率 D_o は、原水濁度 T_u が10mg/ℓ未満のときにはアルカリ度 A のみを指標に決定し、10mg/ℓ以上の場合は濁度 T_u も考慮する。実験では、(4-1)及び(4-2)式で設定した D_o を基準(100%とする)とし、その基準値に対する比率を相対注入率 r_c とした。 r_c は次式で定義され、実際の注入率が基準注入率に等しい時、 r_c は100%になる。

$$D_o' = r_c \cdot 10^{-2} \cdot D_o \quad \dots\dots\dots(4-3)$$

ここで、 D_o' ：実際の硫酸アルミニウム注入率(mg/ℓ)

r_c ：相対注入率(%)

4.3.2 実験条件

実験条件を表4.1に示す。実験期間中、水温及びpHの変化は小さかった。できるかぎり短いむだ時間でフロック形成を制御するには、フロック形成池・1段目での画像計測が有効と考えられる。しかし、1段目で監視する場合にはフロックが4段目で充分形成されることが前提条件となる。そこで、Run1の実験では、1～4段目の粒径分布を計測してフロック形成過程を画像監視した。条件は、最も厳しい $r_c=65\%$ とした。つぎに、Run2,3の実験で1段目に水中カメラを浸漬して、相対注入率 r_c の影響を調べた。Run4～6の実験では、フロックを形成した上で、 r_c を低く維持して約1日間運転した。

4.3.3 実験方法

フロック形成池・1～4段における画像計測は、運転条件を変更してから5時間以上経過後に実施した。これは、フロック形成池及び沈殿池の滞留時間を考慮すると、最低必要な時間であり充分とは言えないが、実際の浄水場での実験であるため、これ以上の実験操作は困難であった。4段分布は、15画面の画像をフロッピーディスクに格納後、水中カメラを順次後段に移動することにより計測した。所定段の画像取り込みから、水中カメラを次段へ移動するまでの所要時間は8ないし9minであった。

4.3.4 フロック画像認識視方法

フロックの画像認識方法は、第2章で述べた空間フィルタリング法を適用した。

図4.4(a)は、1つのフロックの輝度分布を表し、同図(b)はフィルタリング後の輝度分布を示す(第2章,図2.13(b),2.20(b)参照)。このように、 F_0 による空間フィルタリングの適用効果を確認した。

表4.1 実験条件

実験内容	Run No	原水濁度 (mg/ℓ)	原水7次処理度 (mg/ℓ)	沈殿池濁度 (mg/ℓ)	rc (%)	流 量 (m ³ /h)	計測段	図 番
4段分布	1	5.0～5.3	33～34	2.0～2.6	65	7,200	1～4	4.5～4.7
rc操作	2	24.0～30.0	24.5～25.8	2.2～3.7	75～300	7,600	1	4.8
	3	18.5～21.5	23.0～26.5	1.4～3.8	60～120	7,800	1	4.9
rc=65～75% での連続運転	4	5.0～11.0	33.0～35.0	2.0～2.5	65	7,200	1, 4	4.11
	5	15.0～17.7	30.5～37.0	1.8～3.0	70	7,100	1, 4	4.12
	6	16.3～19.9	30.7～32.5	1.9～3.4	75	7,700	1, 4	4.13

なお、粒径分布の計算方法は第2章で述べたので、本章では説明を省略する。

4.4 実験結果と考察

4.4.1 フロックの画像認識

図4.5にフロック形成池・1～4段目における濃淡画像とフロック抽出画像(2値画像)とを示す。図の左列に見られるように、得られたフロック画像(白い部分)において、微小フロックは背景とのコントラストが低く、また微小フロックと成長したフロック共に境界が不明瞭である。このような画像に対して、第2章で提案した 6×6 画素をマスク領域とする空間フィルタを適用後、2値化した。その結果、濃淡画像のフロック部分から2値画像をほぼ抽出することができた。このことから、本論文で提示した空間フィルタはフロック画像の前処理法として有効であることが確認された。

ただし、4段目のようにフロックの粒径が大きい場合には、2値画像は原画像よりもやや小さく認識された。このことは、提案した空間フィルタの適用限界を示唆する。成長フロックの認識精度をさらに向上させるためには、加重係数パターンの修正や、空間フィルタリング領域の拡張などが考えられよう。

4.4.2 フロック粒径分布

図4.5で示された代表的画像を、各々15画面処理した時の粒径分布を図4.6(a)～(d)に示し、幾何平均径の変化を図4.7に示す。図4.6及び4.7から、後段の池になるほど凝集が進行してフロックが成長したことが明らかである。このように、フロック形成池・1～4段目におけるフロック成長過程を定量的に監視可能であることを確認した。

実浄水場に適用していく場合には、フロック形成池のいずれかの段に水中カメラを浸漬することになる。この場合、所定の段、例えば第1段目についてフロック粒径の時間変化を計測すれば、フロック形成の良否を即座に判断することが期待できる。例えば、フロックが形成されていなければ幾何平均径が小さくなるので、これにより凝集異常を早期に検知可能である。

4.4.3 凝集剤注入率の影響

相対注入率 r_c の操作がフロック形成に及ぼす大まかな影響を知る目的で、 r_c を75～300%に操作した。水中カメラは、凝集状態を早期に検知する目的で1段目に浸漬した。粒径分布の計測結果を図4.8(a)～(d)に示す。同図から明らかなように、 r_c の増加に伴ってフロック形成量が増加した。この結果は、第2章の傾向と一致する。実験では原水濁度がほぼ一定であったので、フロック増加分はアルミニウムの水酸化物と考えられる。凝集剤を過剰に注入すればフロックの密度が低下するので、後続の沈殿・ろ過性能だけでなく汚泥(沈殿フロック)の処理にも悪影響を与える。

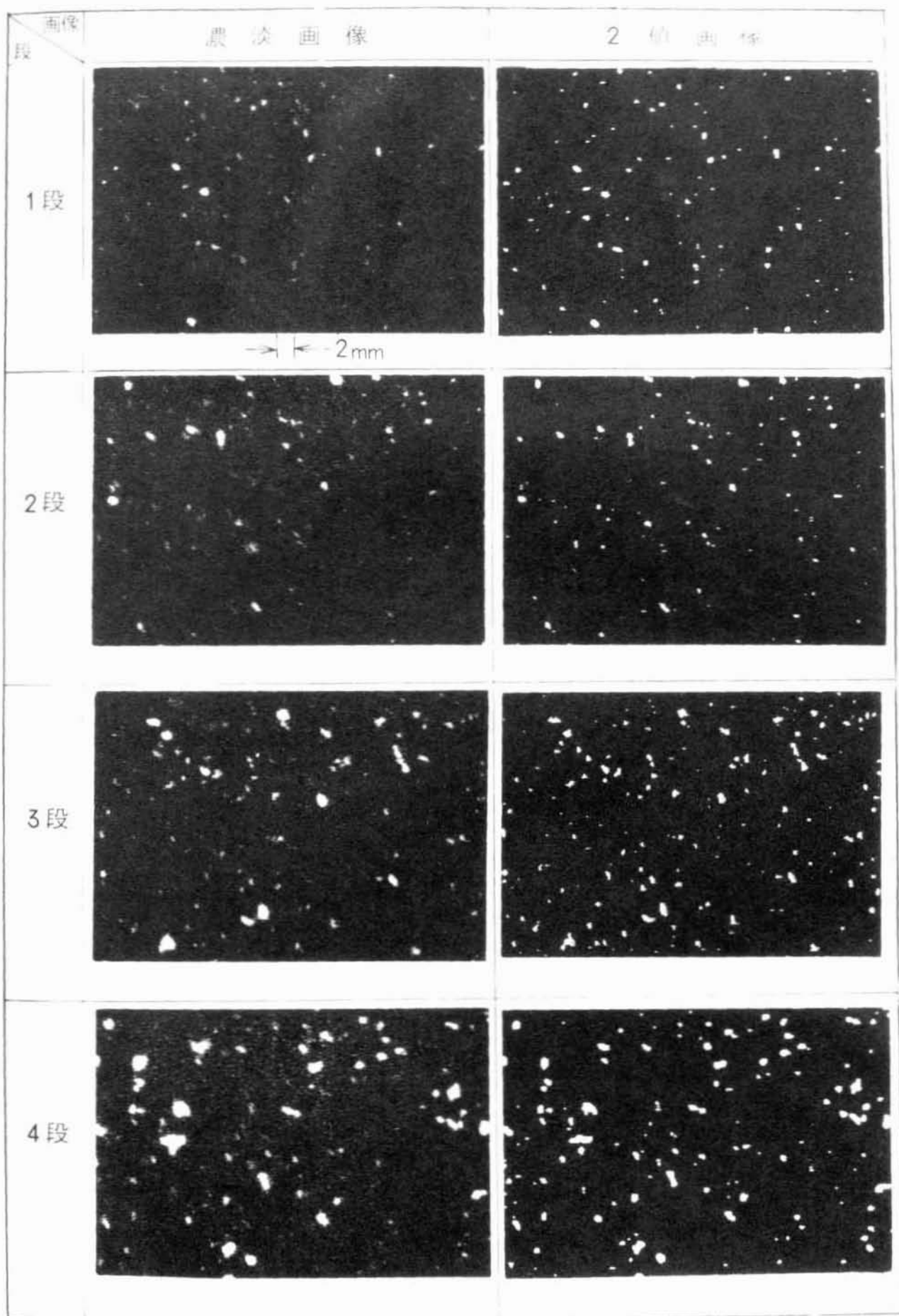


図4.5 フロック画像の2値化結果

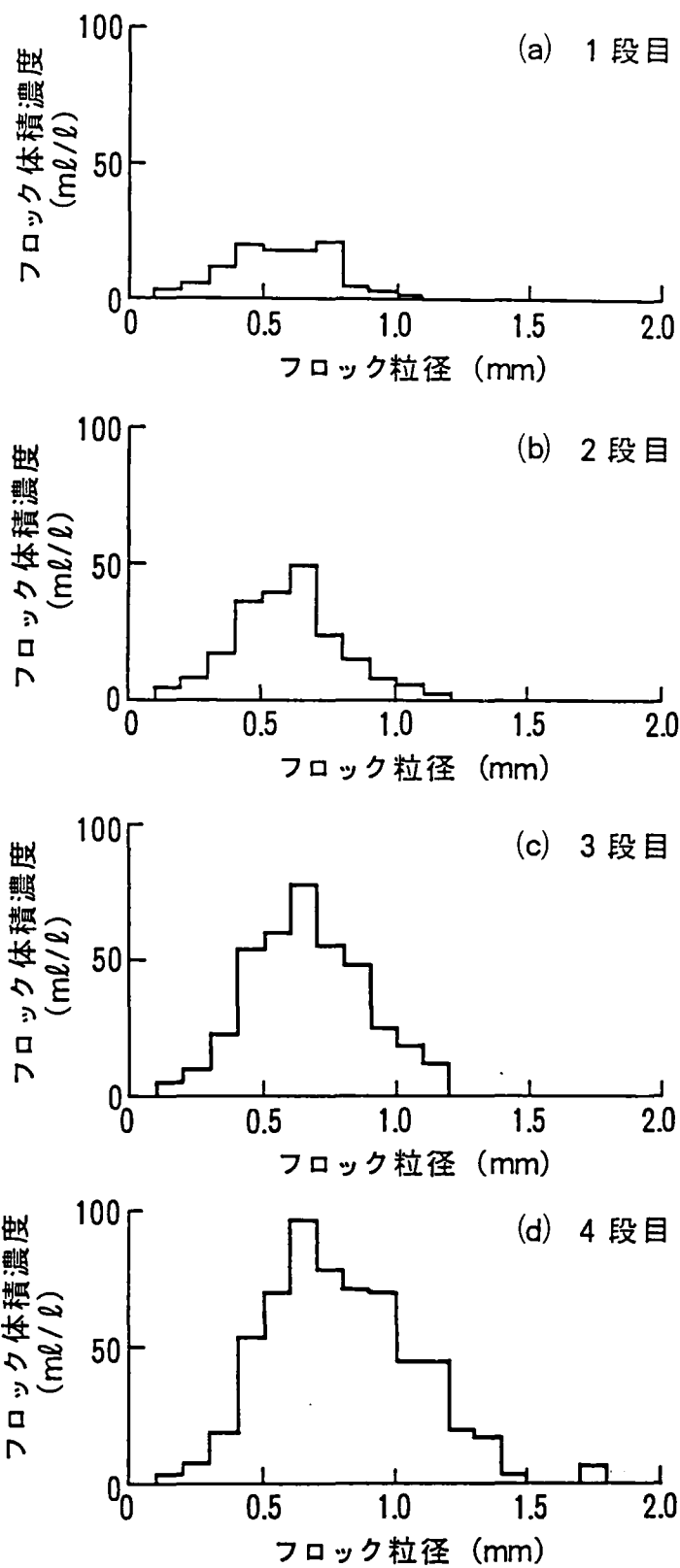


図 4.6 フロック形成池におけるフロック粒径分布

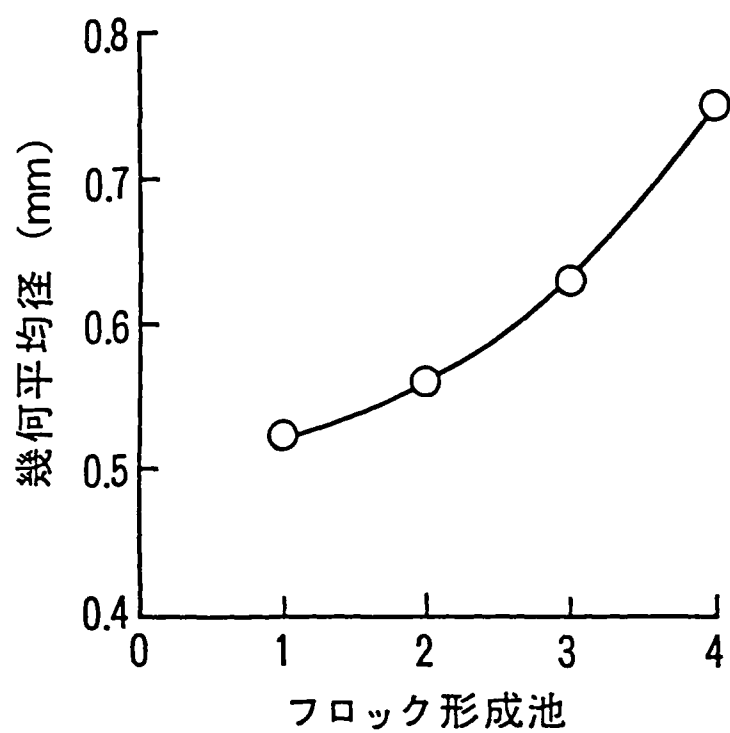


図 4.7 フロックの成長過程

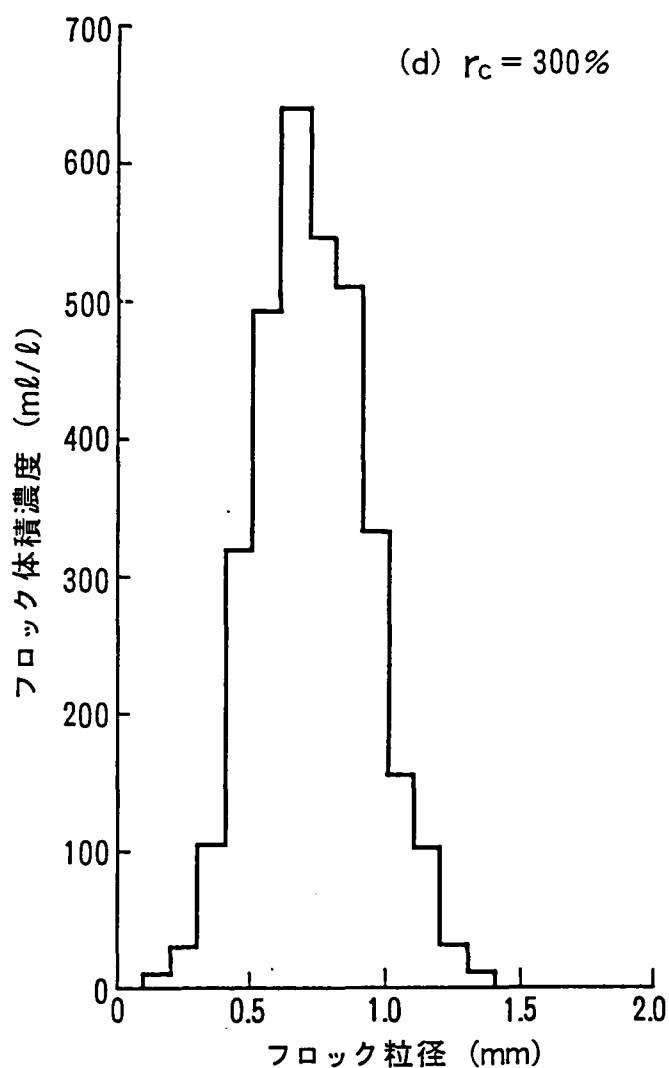
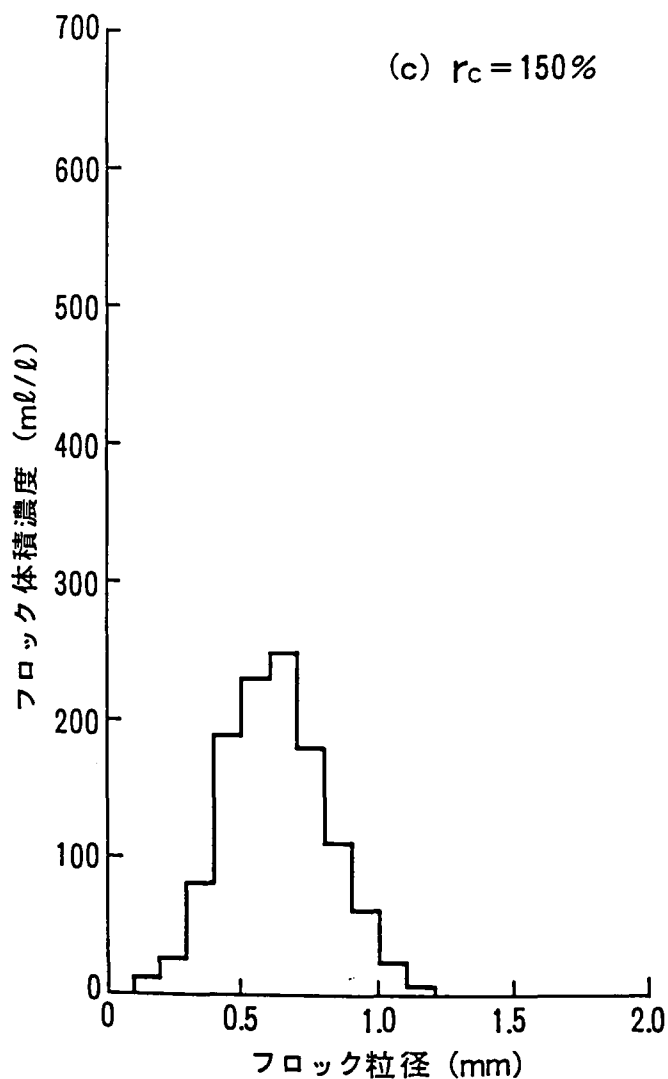
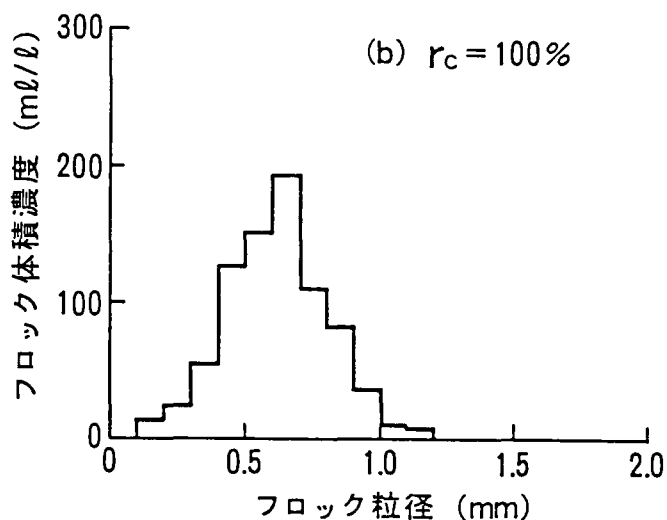
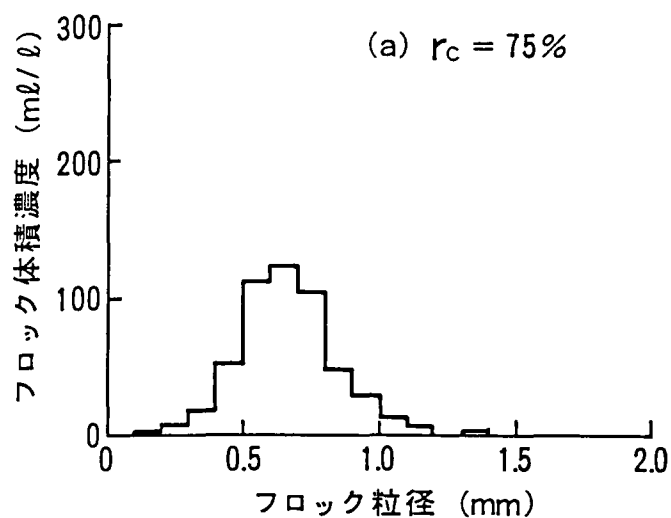


図 4.8 凝集剤注入率が粒径分布に及ぼす影響
($r_c = 75 \sim 300\%$)

そこで、凝集剤使用量の適正化をねらい、 r_c を60～120％に操作してフロック形成池・1段目における粒径分布を計測した。結果を図4.9(a)～(d)に示す。粒径分布を表すパラメータは(3-7)式によれば V_{ft} 、 D_g 及び σ_g であるが、分布パターンを代表する指標として D_g を選んで結果を整理した。図4.10に示すように、相対注入率の増加に伴いフロック粒径が増加するが、この関係は図4.10に実線で示す曲線として(4-4)式で整理された。

$$D_g = 0.287 \cdot \lg D_o - 0.016 \quad \dots\dots\dots(4-4)$$

(4-4)式は、凝集剤としてポリ塩化アルミニウムを注入した場合の(3-17)式と同じ関数形の式である。凝集剤が不足するとフロック粒径は急激に減少するので、少なくともフロック粒径が所定値以下にならないように、しかし成長しすぎないように凝集剤を注入する必要がある。

4.4.4 低注入率での連続監視

フロックは形成された後に沈殿池で効率よく沈殿しなければならない。最小の凝集剤使用量でフロックを形成させたいうえで、沈殿池出口の濁度を低く維持する方法を検討する目的で、低い相対注入率で運転した。相対注入率が65％、70％及び75％の結果を図4.11～4.13に示す。これらの実験では、最終的にフロックが形成されていることを確認するために適時4段目でも計測した。図4.11～4.13に示すように、 $r_c=65\sim75\%$ のいずれの場合も、原水の濁度にかかわらず沈殿池出口の濁度は目標の5mg/ℓ以下に維持された。1段目の幾何平均径は0.5～0.6mmの範囲にあり、また4段目でもフロックが成長していることが確認された。これらの結果は、1段目の幾何平均径を0.5～0.6mmに維持すれば、凝集剤注入率を従来より25ないし35％低減できる可能性を示唆する。すなわち、フロック形成池・1段目でフロック形成状態を画像監視すれば、原水中懸濁質の凝集と沈殿を安定して行えるものと期待される。

なお、これらの結果が水質の変動に対して普遍性を持つか否かを確認するためには、長期間運転し基礎データを蓄積して評価する必要がある。

4.5 結 言

本章では、フロック画像監視システムを、淀川を水源として硫酸アルミニウムを用いる浄水場(大阪府・大庭浄水場)に適用した結果について報告した。得られた結果を要約する。

- 1)フロック画像を効果的に抽出する方法として、第2章で提案した、6×6画素の空間フィルタリング法の有効性を確認した。(4.4.1節)
- 2)本システムの適用により1～4段のフロック形成過程を監視可能であることを明らかにした。(4.4.2節)
- 3)1段目におけるフロック粒径分布は、凝集剤注入率の増減の影響を受け、幾何平均径

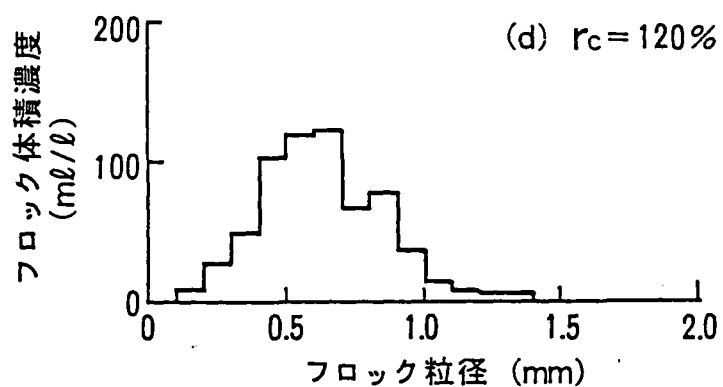
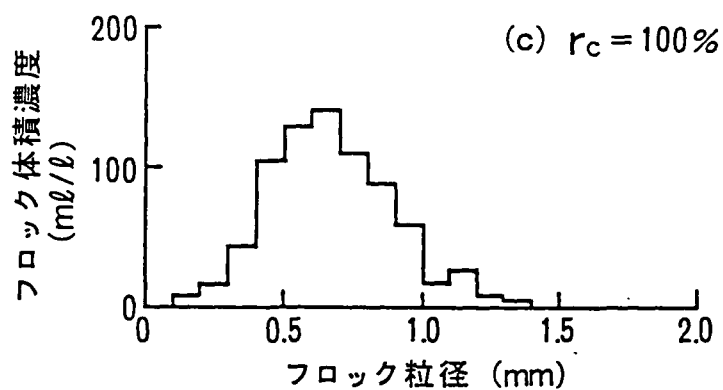
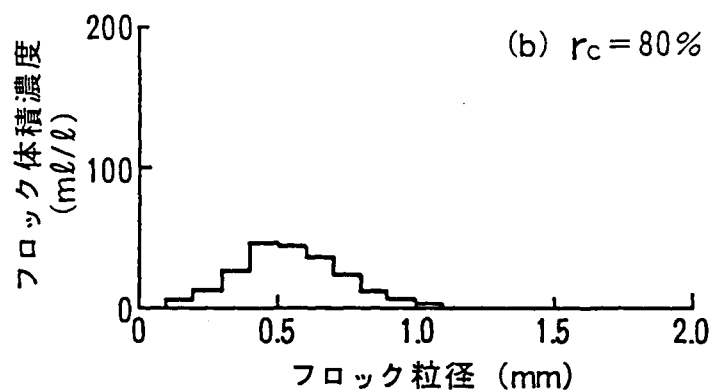
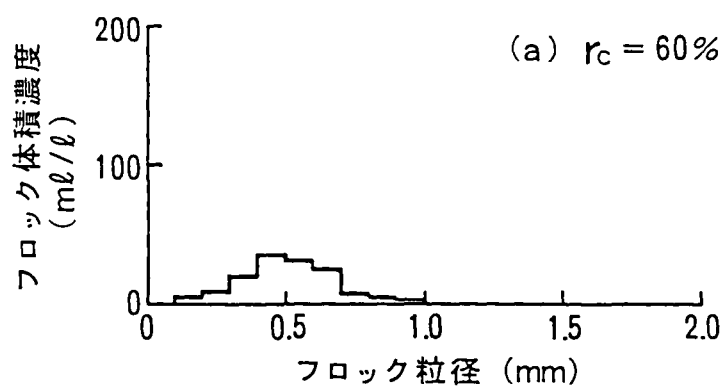


図 4.9 凝集剤注入率が粒径分布に及ぼす影響
($r_c = 60 \sim 120\%$)

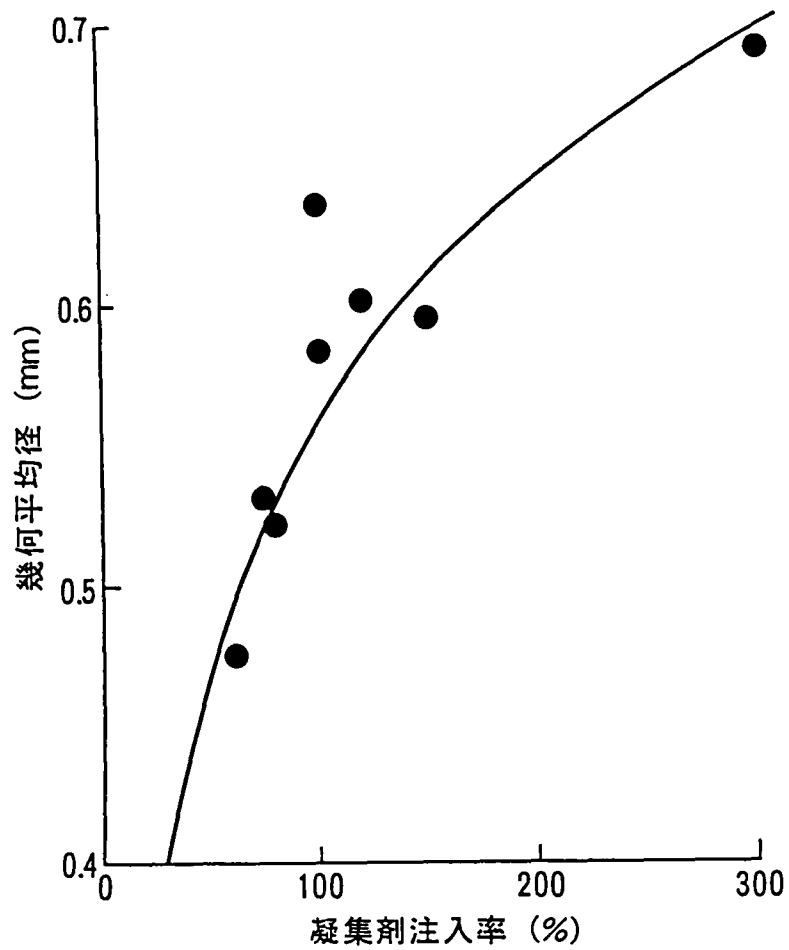


図4.10 凝集剤注入率が幾何平均径に及ぼす影響

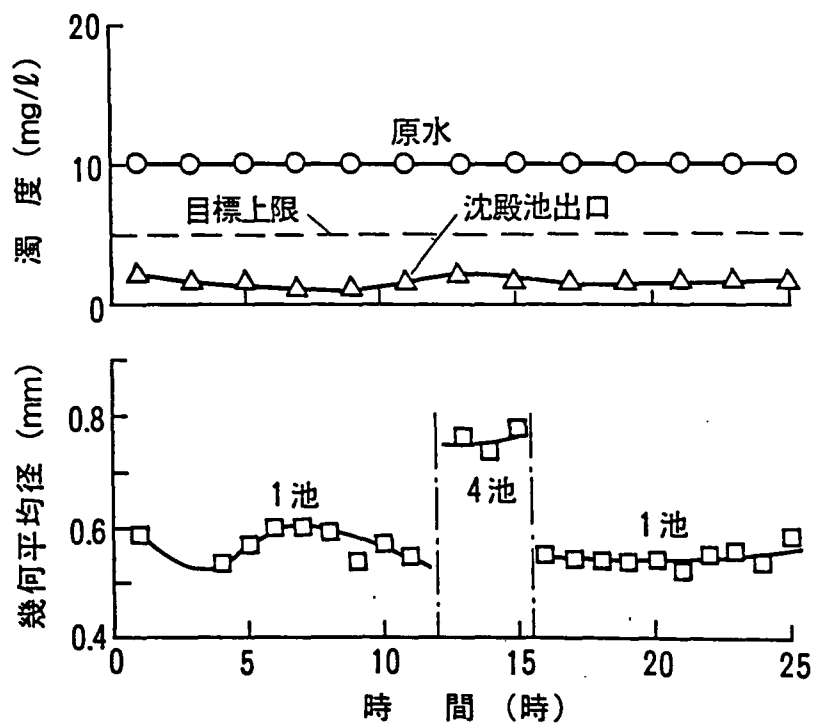


図4.11 $r_c = 65\%$ での濁質除去と幾何平均径の経時変化

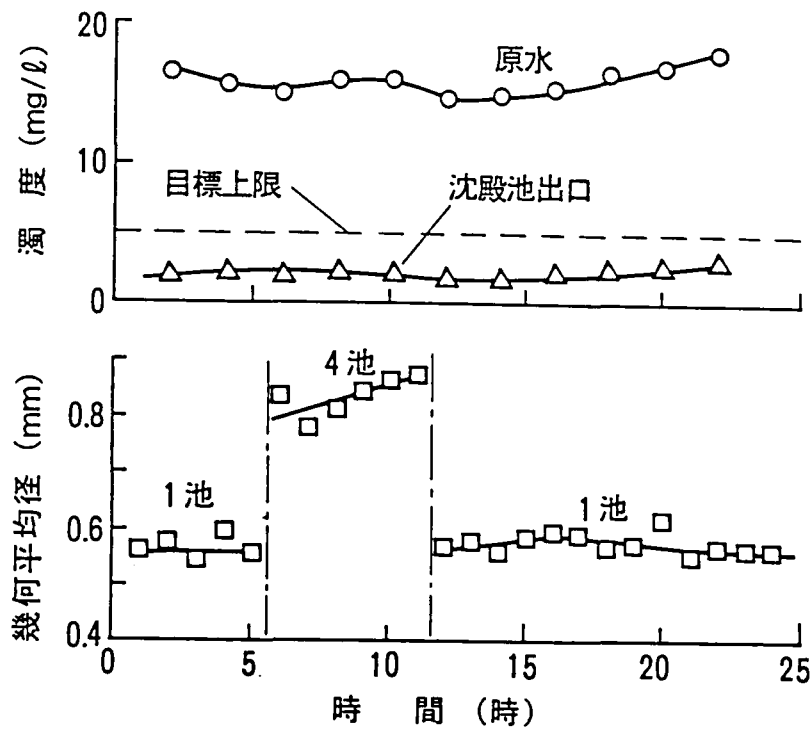


図 4.12 $r_c = 70\%$ での濁質除去と幾何平均径の経時変化

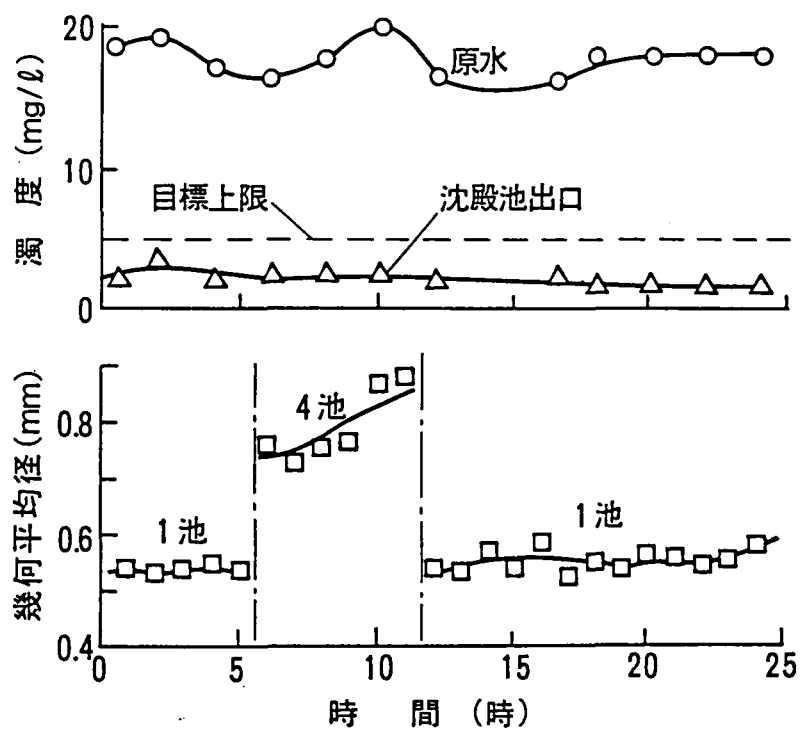


図 4.13 $r_c = 75\%$ での濁質除去と幾何平均径の経時変化

に及ぼす影響はPACを用いた場合と同様の関数形で表された。(4.4.3節)

4)凝集剤注入率を従来の25～35%低減した運転を行った結果, 1段目の幾何平均径は0.5～0.6mmの範囲であった。(4.4.4節)

これらの知見から, フロック画像監視は硫酸アルミニウムによって形成されたフロックの形成状態の自動監視に有効であり, 凝集剤注入を適正化する手段としても期待できるものと結論された。

4.6 参考文献

- 1)丹保・渡辺:アルミニウムフロックの密度に関する研究(Ⅰ), 水道協会雑誌, 第397号, pp.2～10(1967)
- 2)丹保・小笠原:浄水の技術, 技報堂, pp.131～135(1985)

第 5 章

フロック形成過程に及ぼす 原水濁度及び流量の影響

概 要

大阪府水道部・大庭浄水場において、4 段からなるフロック形成池(テーパードフロッキュレーション)における流下方向のフロック形成特性を調べた。濁度、流量の異なる場合のフロック形成過程を、第Ⅰ段階：マイクロフロックの衝突による凝集が支配的な段階、第Ⅱ段階：フロック同志の凝集力と乱流の剪断力とが拮抗する段階、第Ⅲ段階：フロック同志の凝集力が内部に働き、稠密なフロックとなり密度が増加する段階に分類した。C・T 値の大小に応じて第Ⅰ段階～第Ⅲ段階が表れ、濁度が低い場合(C 値小)、または流量が高い場合(T 値小)には第Ⅰ段階～第Ⅱ段階となり、逆の場合には第Ⅲ段階となった。

相対注入率 r_c は通常濁度時には 60～70%、高濁度時には 100% 近くに維持すれば、沈殿池濁度を 5mg/ℓ 以下に維持できる可能性がある。この際、1 段目の幾何平均径は 0.4mm 以上(多くの場合は 0.5mm 以上)、4 段目の幾何平均径は 0.6mm 以上が一応の目安となる。

5.1 緒 言

第 2 章～第 4 章では、フロック画像監視システムを条件の異なる 2 ケ所の浄水場に適用した。すなわち、凝集剤として PAC を用いる浄水場(久留米広域上水道企業団・荒木浄水場)、並びに、硫酸アルミニウムを用いる浄水場(大阪府・大庭浄水場)に適用した。これらの実証実験により、本システムはフロック形成の監視が可能で、また、沈殿池の管理にも有効な指針を与えることが確認された。

本研究は、フロック監視機能の実証とフロック形成の基本的特性を把握することを目的とするが、将来、画像監視情報に基づいて凝集・沈殿プロセスの運転管理を行うには、フロック形成に及ぼす主な外乱の影響を把握しておく必要がある。そこで、本章では、第 4 章に引き続いて、フロック形成池の流下過程(1～4 段)におけるフロックの画像特徴量を追跡することにより、基本的特性を把握しようと試みた。

フロック形成過程に影響する因子としては、¹⁾ G・C・T 値が知られている。大庭浄水場では、フロッキュレータの回転数(G 値)は固定であったので、原水濁度(C 値)と原水流量(T 値に影響する)に着目した。また、フロック形成を制御可能な操作量である凝集剤注入率を取り上げた。本章では、4 段から成るフロック形成池のフロック形成特性を中心に述べる。

5.2 実験装置，条件及び方法

5.2.1 実験装置及び画像処理方法

大阪府・大庭浄水場の概要は第4章で述べた。フロック画像監視システムの構成と機能は第2章で説明した。本章では詳細な説明を省略する。

これまで同様，水中カメラで撮像したフロックの濃淡画像を画像処理装置で処理した。前処理法として，第2章で提案した 6×6 画素の空間フィルタ F を適用した。フロックの特徴量を計測するために15画面の画像を F/D に格納した。画像の格納は，第4章同様，運転条件を変更してから5時間以上経過後に実施した。フロック画像の統計的特徴量である，フロック個数，幾何平均径，フロック形成量を第2章で述べた方法により計算した。

5.2.2 検討項目及び実験条件

フロック形成に影響する因子として $G \cdot C \cdot T$ 値が知られている。ここで， G 値は攪拌強度， C 値は濁度， T 値は時間である。これらを含めて，一般的な影響因子を整理すると，質的因子(水質)では原水の濁度(C 値)，アルカリ度，水温及び pH 等があり，量的因子としては流量(滞留時間， T 値)がある。また，操作量としては硫酸アルミニウム注入率とフロッキュレータ回転数(G 値)がある。実験期間中，水温及び pH の変化は小さく，またフロッキュレータ回転数は固定であったため，これら以外の因子について検討した。検討内容を以下の3項目に大別した。実験条件を表5.1に示す。

(i) 原水濁度の影響

(ii) 原水流量の影響

(iii) 原水濁度変化時の硫酸アルミニウム注入率の影響

所定条件下で，原則としてフロック形成池・1～4段のフロック特徴量を計算した。凝集剤注入率は，第4章(4-1)，(4-2)式を基準とし，相対注入率 $r_c(\%)$ を(4-3)式で設定した。なお，本章で述べる実験結果は，昭和61年6月から7月に大阪府・大庭浄水場で得られたものである。

5.3 実験結果及び考察

5.3.1 原水濁度がフロック形成に及ぼす影響

第4章では，相対注入率 $r_c = 65 \sim 75\%$ でフロックが形成され，沈殿池出口濁度も目標の 5 mg/l 以下に維持できることを実験的に示した。本章では，まず $r_c = 65 \sim 75\%$ の条件で濁度が異なる場合の4段分布を調べた。結果を図5.1及び5.2に示す。なお，大庭浄水場に適用したフロック画像監視システムでは，検出可能な最小フロック粒径は 0.164 mm であり，この粒径以下のフロックは多数存在しても検出できない。したがって，1～4段における分布の大きさは異なる(物質収支は一致しない)。

表5.1 実験条件

実験内容	Run No	原水濁度 (mg/ℓ)	原水7ℓ加度 (mg/ℓ)	沈殿池濁度 (mg/ℓ)	rc (%)	流 量 (m³/h)	計測段	図 番
rc=65~75% における 濁度の影響	1	5.0~ 5.3	33~34	2.0~2.6	65	7,200	1~4	5.1
	2	16.3~17.2	31.7~31.9	2.0~2.1	75	7,700	1~4	
	3	26.3~29.4	21.6~23.5	1.5~2.5	65	7,800	1~4	5.2
流量の影響	4	24.3~24.5	24.5~24.9	2.2~2.7	65	4,200	1, 2	5.4
	5	26.3~29.4	21.6~23.5	1.5~2.5	65	7,800	1~4	
	6	26.7~27.2	23.1~25.1	3.0~3.3	65	12,000	1, 2, 4	5.5
濁度変化時の rc操作の影響	7	18.0~18.3	23.6~29.5	2.2~3.5	60	7,200	1~4	5.6
	8	30.0~33.0	26.2~27.2	—	80	7,200	1~4	
	9	68.7	22.7	4.0	100	7,600	1, 3, 4	5.7

注) Run No 3と5は同一データ

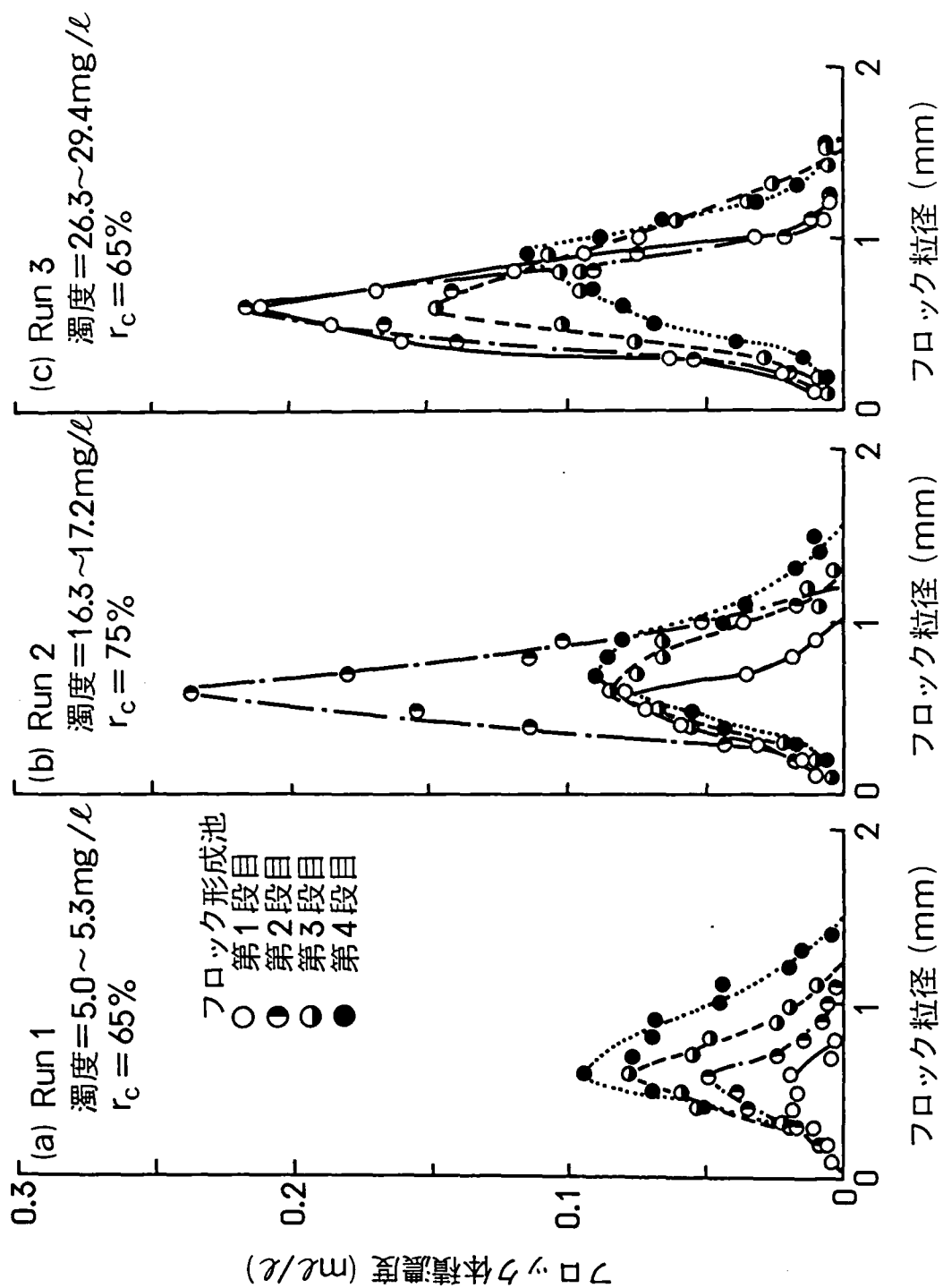


図 5.1 濁度がフロク体積濃度分布に及ぼす影響

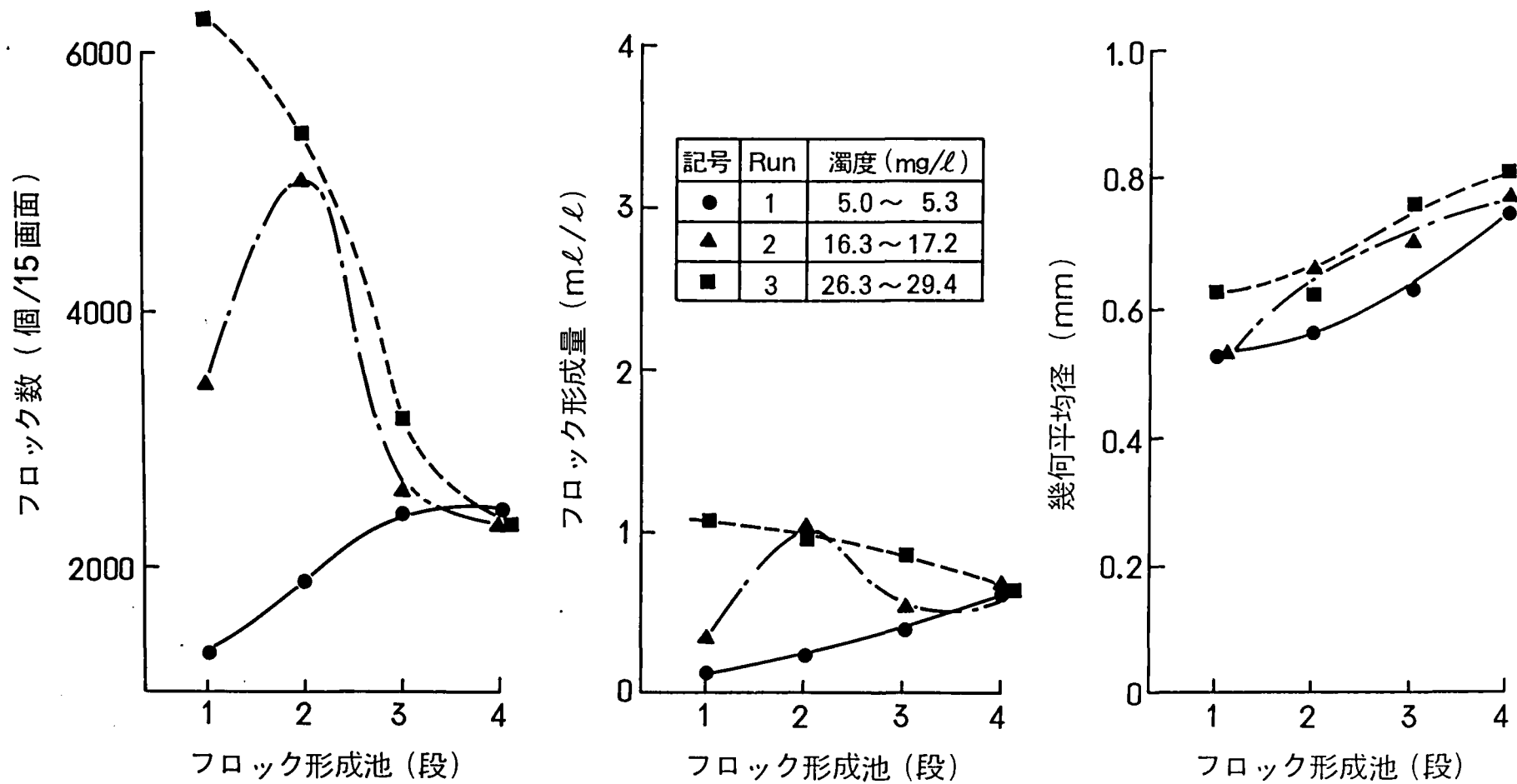


図 5.2 フロック画像特徴量の経時変化

Run 1 (濁度=5.0~5.3mg/ℓ)の場合、1~4段に至るブロック体積濃度分布は、ブロック数、ブロック形成量及び幾何平均径が共に増加するように変化した。つまり、1段目から4段目に至る流下過程でブロックが徐々に成長したことを表す。このことは、濁度が低い場合にはマイクロブロック同志の衝突が律速であることを示唆する。

Run 2 (濁度=16.3~17.2mg/ℓ)の場合、2段目の体積濃度が突出しその後段(3,4段目)で分布の山が減少した。この時、ブロック数とブロック形成量が急激に減少する現象が認められた。幾何平均径は1~4段で増加したことから、ブロックは密度を増しながら粒径も増加したことになる。

Run 3 (濁度=26.3~29.4mg/ℓ)の場合には、1~4段に至るまでブロック数とブロック形成量が徐々に減少した。

古賀らによれば、ラボスケールの実験(一定攪拌条件)により、①攪拌に伴ってブロック²⁾の密度が増加すること、及び、②濁度が高ければ粒径が小さくなることを報告している。本章の実験結果は、①については同じ結果であるが、②については逆に、粒径が増加する結果となった。このことは、著者の実験では、実際のブロック形成池がテーパードフロッキュレーションであるため、攪拌力低下に伴うブロック粒径増加がより支配的であったとみなせる。なお、図5.2から1段目の幾何平均径は0.5mm以上、4段目は0.6mm以上であり、表5.1から沈殿池濁度は目標の5mg/ℓ以下であった。

5.3.2 フロック形成過程の分類

5.3.1節の結果から、実浄水場におけるフロック形成過程を表5.2及び図5.3に示す3段階に分類した。

第Ⅰ段階は、マイクロフロックが多数存在し、これらの衝突による凝集が支配的な段階を指す。この段階では、攪拌力が相対的に強いため粒径の大きなフロックは充分形成されていないが、次第にマイクロフロック同士が凝集し始める。第Ⅱ段階は、フロック同志の凝集力と乱流の剪断力とが拮抗する。すなわち、フロック形成が進行する一方で、攪拌(剪断力)によりマイクロフロックを引き離そうとする力が働く。この段階ではフロックの密度は低く、時間経過に伴いフロック同志の凝集力によりフロックの密度が増加し始める。第Ⅲ段階は、攪拌力が相対的に弱くフロック同志の凝集力が内部に働く。このため、圧縮作用により稠密なフロックとなり密度が増加する。この第Ⅲ段階は、古賀らによれば「もまれが卓越する段階」と表現している。また、第Ⅰ段階から第Ⅲ段階に至るまで $G \cdot C \cdot T$ 値の増加と共に凝集・フロック形成が進行し、粒径は次第に増加する。したがって、古賀らの指摘する「破壊が卓越する段階」は実際のフロック形成池(テーパードフロッキュレーション)には存在しない。

5.3.1節の結果を分類すると、Run 1の場合は第Ⅰ段階、Run 2は第Ⅱ段階、Run 3は第Ⅲ段階となる。また、第Ⅰ段階→第Ⅱ段階→第Ⅲ段階への状態遷移は $G \cdot C \cdot T$ 値の増加に伴って推移し、 $G \cdot C \cdot T$ 値が高いほど遷移は速やかに起こると予想される。このため、 $G \cdot C \cdot T$ 値が高い場合はフロック形成の初期過程(第Ⅰ段階及び第Ⅱ段階)は、急速混和池で起こると考えられるが、逆の場合にはフロック形成池前半にずれこむ。 C 値が低い場合な

表5.2 フロック形成過程の分類

	第Ⅰ段階	第Ⅱ段階	第Ⅲ段階
現象の理解	マイクロフロック 凝集過程	凝集・圧縮 過 程	フロックの 圧縮過程
具体的内容	マイクロフロック の衝突吸合が 支配的な段階	第Ⅰ段階から 第Ⅱ段階に至る 過渡段階	フロックの圧縮 により密度が増加 する段階
フロック数	増加	増加→減少	減少
幾何平均径	増加	増加	増加
フロック形成量	増加	増加→減少	減少
体積濃度分布	ゆるやかに成長	成長→減少	ゆるやかに減少

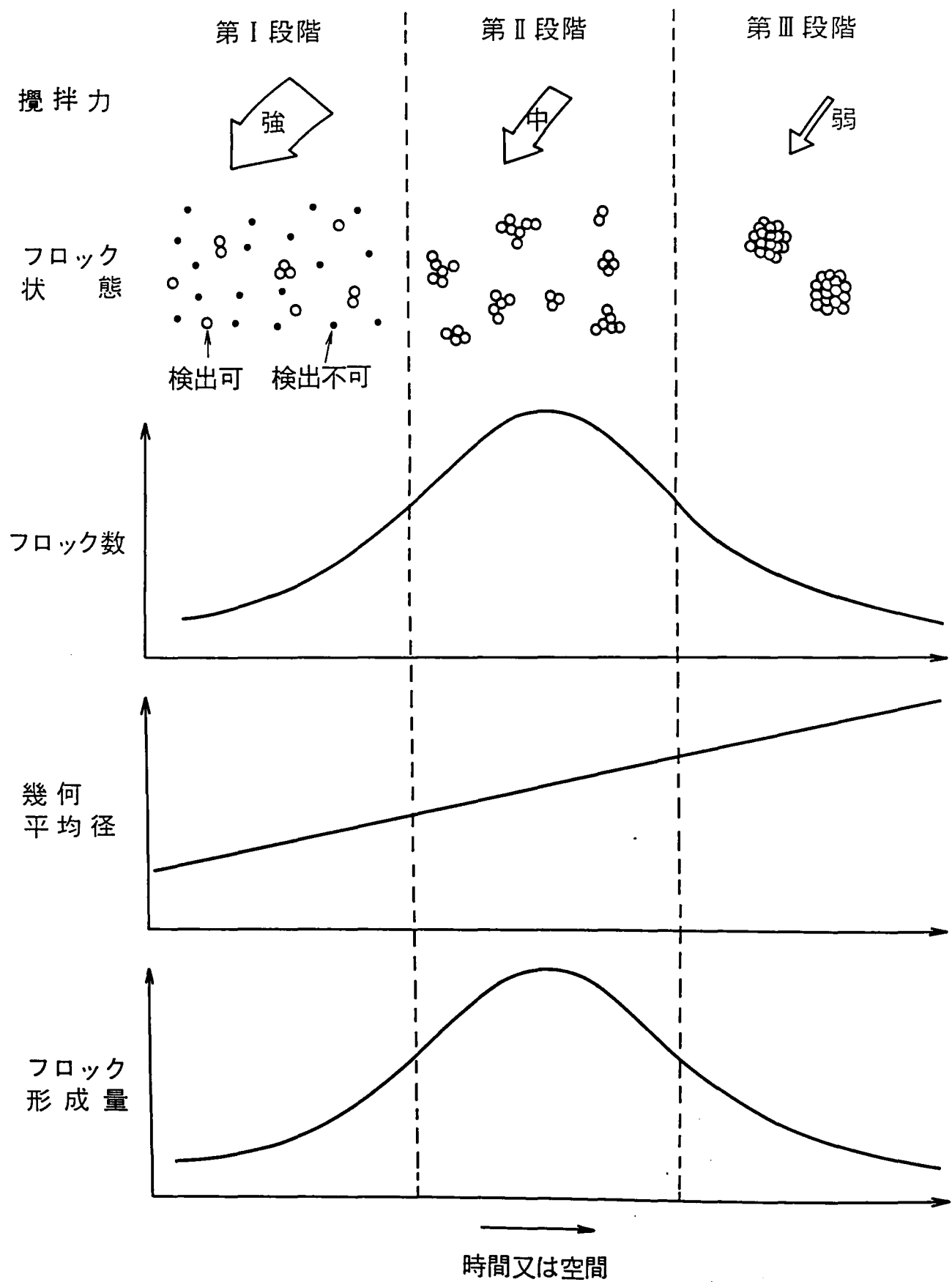


図 5.3 フロックス形成過程の分類

どには凝集剤注入率を増加する場合が多いが、G 値を急速混和池または前段で強くすることが一つの対策になるものと思われる。

5.3.3 原水流量がフロック形成特性に及ぼす影響

原水水質及び硫酸アルミニウム注入率がほぼ一定の時に、原水流量を4,200, 7,800, 12,000m³/hの3段階に変化させた。フロック形成池の滞留時間は各々1.4, 0.75, 0.5hであり、T 値の影響を調べることに相当する。結果を図5.4と5.5に示す。

滞留時間が通常またはそれ以上である図5.4(a)(b)は第Ⅲ段階である。滞留時間の短い図5.4(c)の場合は、第Ⅰ段階のパターンを示した。これは、T 値の減少とC 値の減少とがフロック形成に同様の影響を与えることを意味する。

なお、Run 6 の沈殿池濁度(表5.1)はRun 4, 5 よりやや高いが目標の5mg/ℓ以下であり、また、図5.5から4段目の幾何平均径は0.6mm以上であった。

5.3.4 濁度変化時の硫酸アルミニウム注入率の影響

原水濁度が20mg/ℓ弱から約70mg/ℓ(雨天時)の計3ケースについて、硫酸アルミニウム注入率を増加させてフロック形成に及ぼす影響を調べた。ただし、濁度が高い場合は、沈殿池濁度が目標の5mg/ℓに近づいたので、高濁度時には硫酸アルミニウムの相対注入率 r_c も増加させた。結果を図5.6と5.7に示す。濁度が高いほど r_c を高く操作して沈殿池濁度が5mg/ℓ以下に維持されたことから、高濁度時には、 r_c を標準($r_c=100\%$)程度に操作すべきであると理解される。逆に、Run 1～7の結果及び第4章の結果から、通常の原水条件(濁度<30mg/ℓ, 夏場)では $r_c=60\sim70\%$ での運転が可能であることが示唆された。

表5.2及び図5.3を参考に分類すると、Run 7は第Ⅱ段階、Run 8, 9は第Ⅲ段階とみなせる。Run 8, 9は濁度が高くC 値の影響が顕著であるため、急速混和池において第Ⅰ～第Ⅱ段階を経ているものと理解される。なお、図5.7から1段目の幾何平均径は0.5mm以上、4段目は0.7mm以上、表5.1から沈殿池濁度は目標の5mg/ℓ以下であった。

5.3.5 粒径及び凝集剤注入の制御指針

今回の実験結果から、1段目の幾何平均径は0.4mm以上(多くの場合は0.5mm以上)、4段目の幾何平均径は0.6mm以上であり、この時、沈殿池濁度は目標の5mg/ℓ以下(ただし、Run 8は不明)であった。これらの幾何平均径は凝集剤を注入する際の一つの目安になるものと思われる。また、5.3.4節で述べたように、相対注入率 r_c は、通常濁度時には60～70%、高濁度時には100%近くに維持すべきであると思われた。

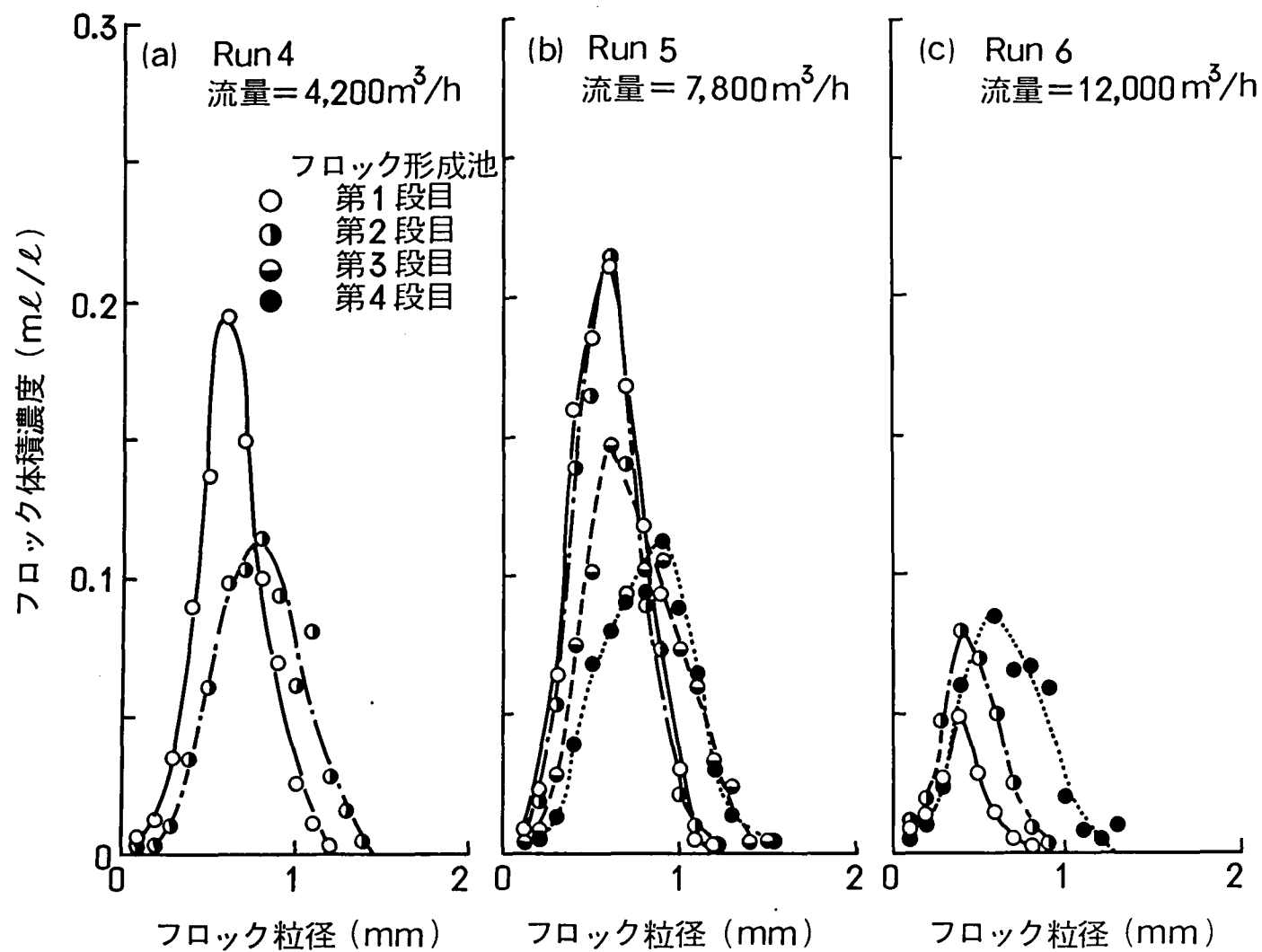


図 5.4 原水流量がフロック体積濃度分布に及ぼす影響

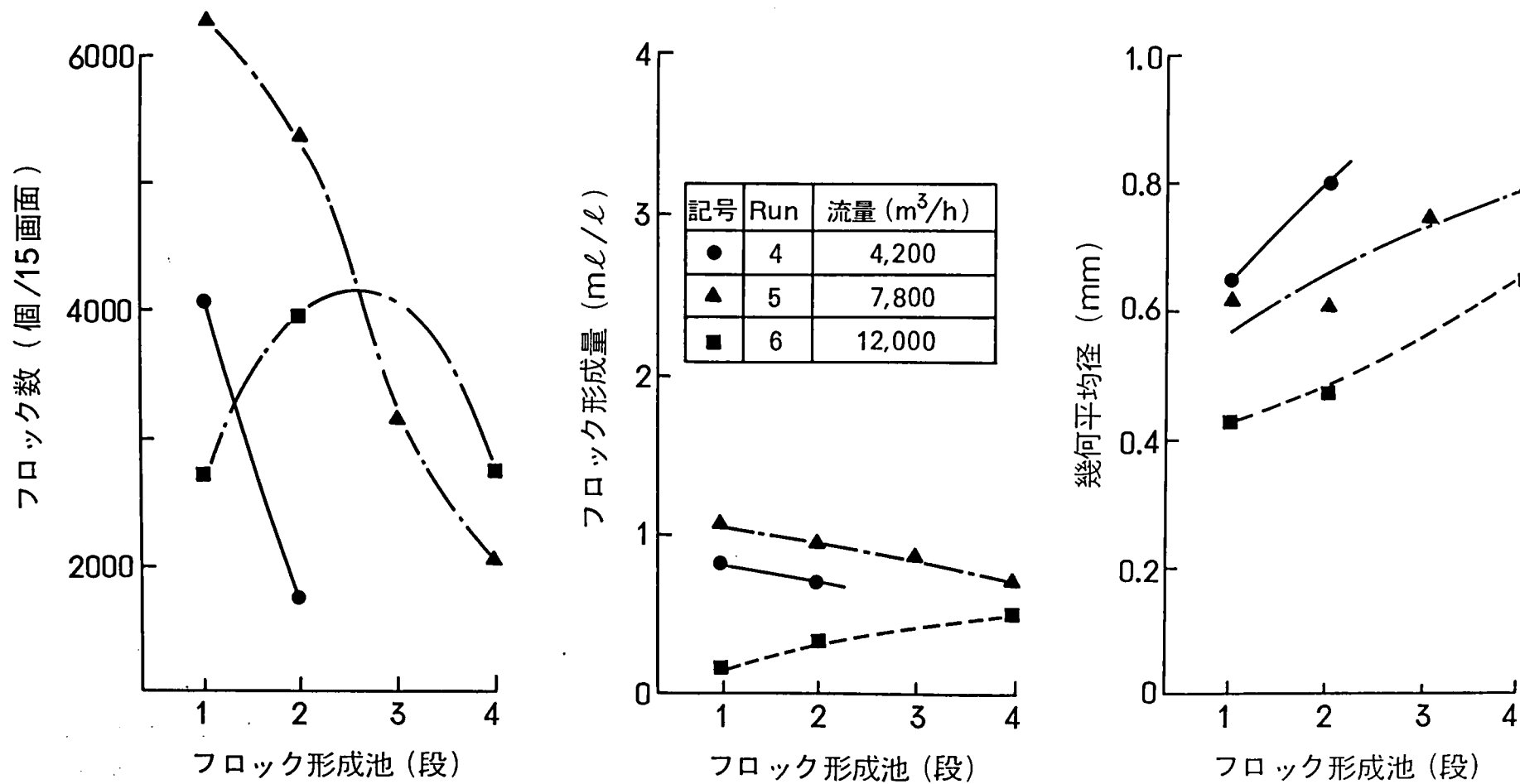


図 5.5 フロック画像特徴量の経時変化

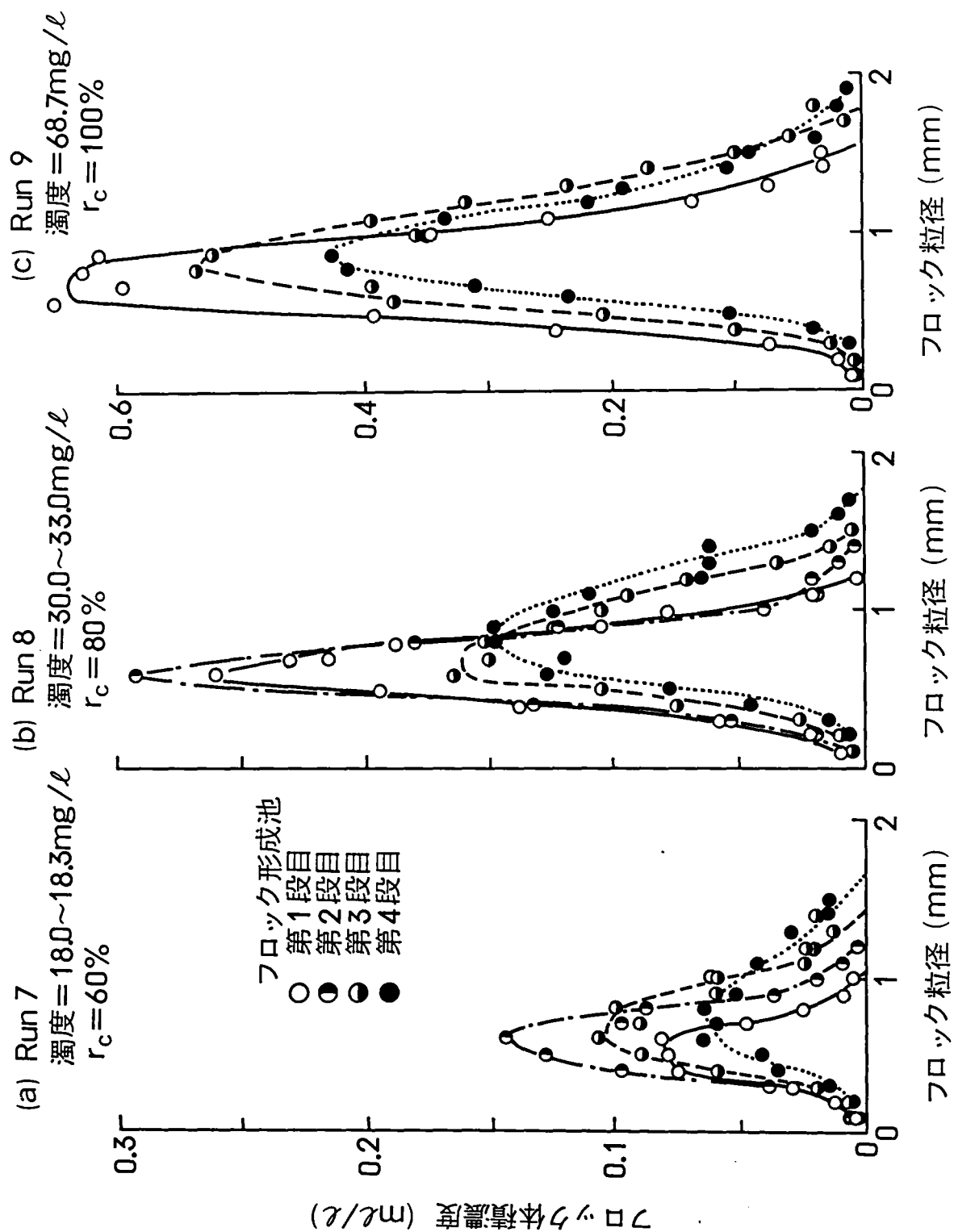
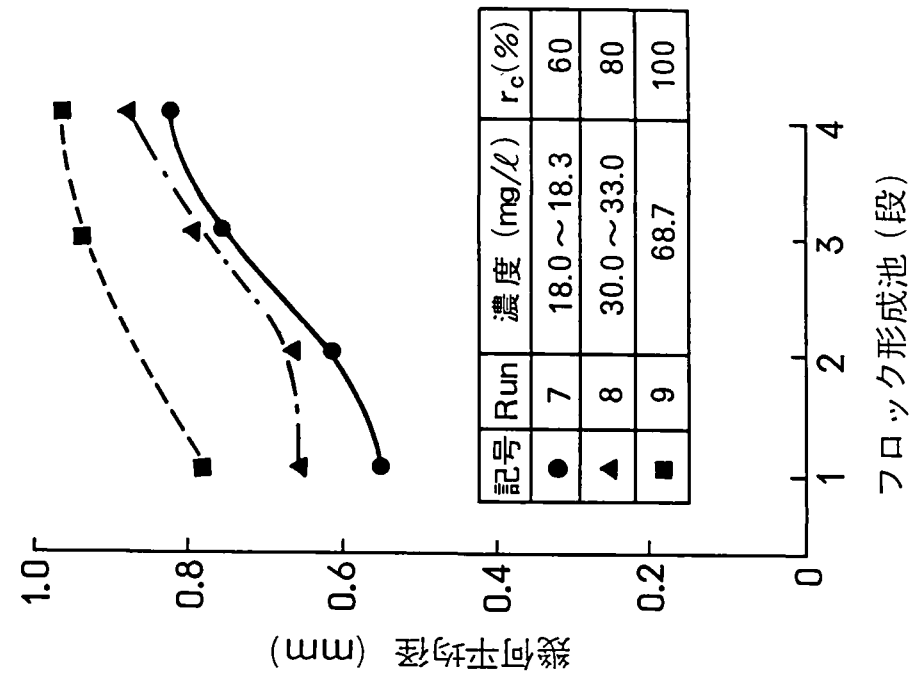
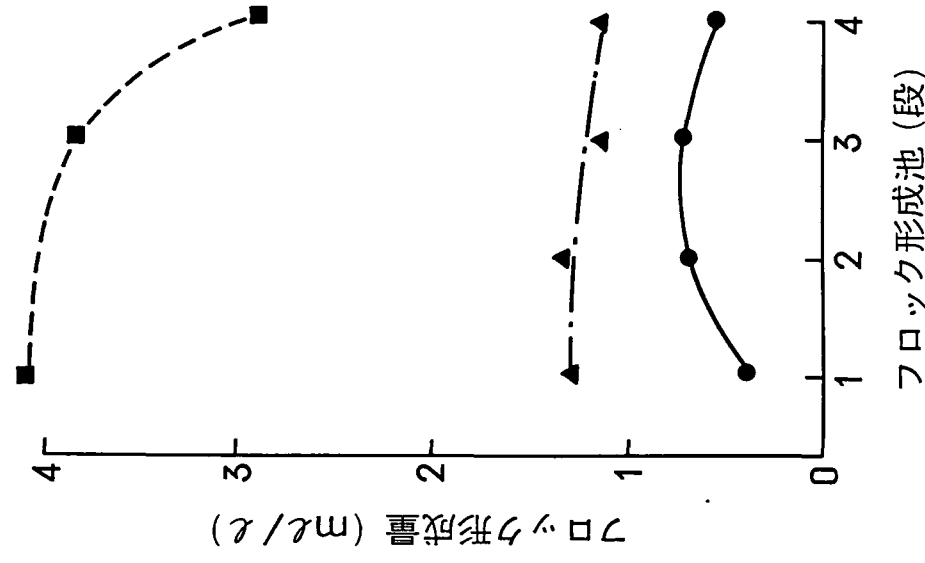
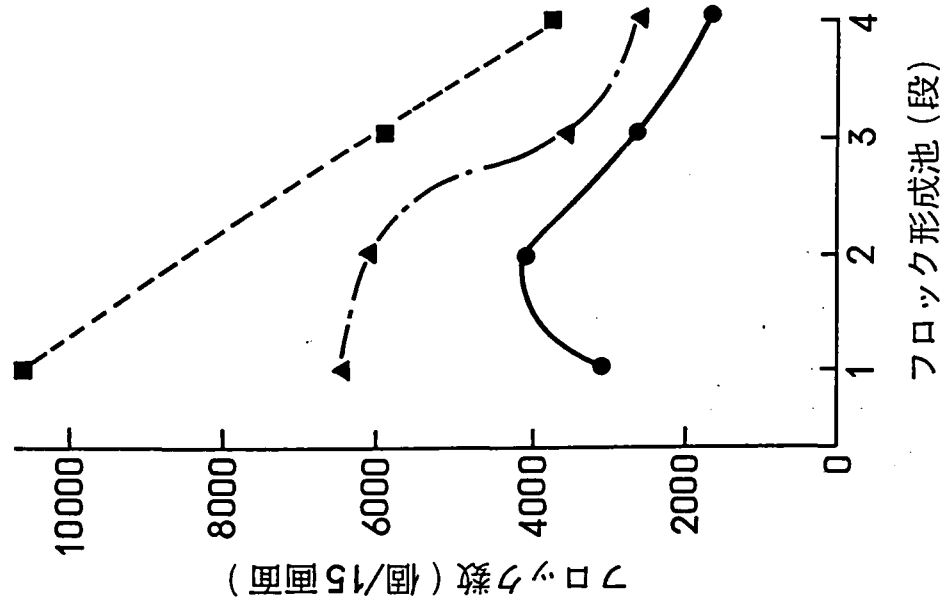


図5.6 濁度変化時における硫酸アルミニウム注入率の影響



記号	Run	濃度 (mg/l)	r_c (%)
●	7	18.0 ~ 18.3	60
▲	8	30.0 ~ 33.0	80
■	9	68.7	100

図5.7 フロック画像特徴量の経時変化

5.4 結 言

大阪府水道部・大庭浄水場において、4段からなるフロック形成池における流下方向のフロック形成特性を調べて次の結果を得た。

(i) テーパードフロッキュレーションによるフロック形成過程を以下のように分類した。

第Ⅰ段階：マイクロフロックの衝突凝集が支配的な段階

第Ⅱ段階：フロック同志の凝集力と乱流の剪断力とが拮抗する段階

第Ⅲ段階：フロック同志の凝集力が内部に働き、稠密なフロックとなり密度が増加する段階(5.3.2節)

(ii) この分類によれば、C・T値の大小に応じて第Ⅰ段階～第Ⅲ段階が表れた。

すなわち、(a)濁度が低い場合(C値小)、(b)流量が高い場合(T値小)には第Ⅰ段階～第Ⅱ段階であり、逆の場合には第Ⅲ段階となった。(5.3.1, 5.3.3節)

(iii) 相対注入率 r_c は通常濁度時には60～70%、高濁度時には100%近くに維持すれば、沈殿池濁度を5mg/l以下に維持できる可能性がある。(5.3.4, 5.3.5節)

(iv) 1段目の幾何平均径は0.4mm以上(多くの場合は0.5mm以上)、4段目の幾何平均径は0.6mm以上が一応の目安となる。(5.3.5節)

5.5 参考文献

- 1) 丹保憲仁：浄水システムにおけるプロセス制御，水質汚濁研究，Vol.11, No.9, pp.9-12 (1988)
- 2) 古賀憲一，栗谷陽一，楠田哲也：フロックの基礎的性質に及ぼす濁質濃度の影響，534号，pp.11～18(1979)
- 3) 古賀憲一，栗谷陽一，楠田哲也：フロックの基礎的性質に及ぼす攪拌の影響，535号，pp.39～45(1979)

第6章 フロック形成因子の多変量解析

第 6 章

フロック形成因子の多変量解析

概 要

フロック形成に及ぼす影響因子を抽出するために、久留米広域上水道企業団殿で 1 年間に渡って収集したフロック画像データ及び水質データを多変量解析した。その結果、(i)主成分分析法によれば原水濁度の変化に伴うフロック形成状況の変化が最も大きい、(ii)PAC 注入率を目的変量として重回帰分析を適用した結果、説明変量として水質データだけを用いる場合に比べて、画像データを加味すれば回帰精度が向上する、(iii)主要な影響因子は原水水温、原水アルカリ度、フロック形成量及びフロックの密度指標である、(iv)予測式(重回帰式)は危険度 5 % の水準で有意である、などを明らかにした。

6.1 緒 言

実浄水場におけるフロック形成は、十分な滞留時間が確保されていれば、濁度を指標にして凝集剤を注入する方式が多い。その他の影響因子として濁度、pH 及びアルカリ度などが知られており、これらの水質に基づいて処理水質を予測し、凝集剤注入を適正化する方法も提案されている¹⁾。しかし、現行の水質計器の計測値を用いて凝集沈殿効果を一義的に予測するのは困難とされている。このため、これら水質因子をある幅を持った領域に制御し、水質環境を少なくとも凝集に適するように調整しようとする方式もとられている²⁾。

また、凝集沈殿効果は沈殿池出口の濁度で評価されるため、凝集剤注入から沈殿池出口までに時間遅れが生じ、水質急変時の対応は後手にならざるをえない。このため、第 1 章で述べたように、オペレータがフロック形成状況を目視観察し、この結果を凝集剤注入に反映させているのが実状である。

本研究では、凝集沈殿工程の中間段階であるフロック形成池を画像監視してフロック形成特性をオンラインで把握することを目的にし、第 2 章～第 5 章では、これらの目的をほぼ達成できることを示した。将来は、本研究で得られた結果を利用して、より信頼性の高い管理方法を提案し、さらには自動制御を目指すものである。

そこで、本章ではその可能性を検討するために、画像処理結果を利用して、フロック形成の影響因子を解析し、着目すべき因子を抽出することを試みる。特に、フロック形成結果と水質条件との関係を明らかにするために、久留米広域上水道企業団殿で得た画像監視データと水質データとを多変量解析し、これらデータ群の相互関係や凝集沈殿に及ぼす影響を把握しようとした。

6.2 解析方法

6.2.1 解析対象データ

久留米広域上水道企業団で得た、昭和61年1月から12月に至る約1年間のデータを解析した。解析対象は、水質データとフロックの画像計測データである。水質データは午前10時と午後2時に手分析されたものであり、画像データは1時間毎に自動的に計測されたものである。まず、午前10時の水質データ(ただし、沈殿池出口濁度を除く)と同時刻の画像データを採用した。次に、プロセス内に4時間(フロック形成池=1時間、沈殿池=3時間)の滞留時間を見越して、午後2時の沈殿池出口濁度をデータに加えた。さらに、画像データ又は水質データの欠落分を除き、データがそろった分として総計で231日分のデータを対象とした。変量としては、重要と思われる変量として、主成分分析では①～⑪の11の変数を、重回帰分析では⑫を追加して12変量とした。

水質データ：①PAC注入率、②水温、③濁度、④アルカリ度、⑤pH、⑥流量、⑦沈殿濁度

画像データ：⑧フロック個数、⑨対数平均径、⑩フロック形成量、⑪平均輝度

⑫ フロック密度指標

ここで、フロック密度指標とは、第2章で提案したフロックの平均有効密度を簡略化したものであり、(6-1)式で計算した。

$$\rho_e = \frac{T_u}{V_f} \dots\dots\dots(6-1)$$

ここで、 ρ_e ：フロック密度指標(mg/ml)

T_u ：原水濁度(mg/l)

V_f ：フロック形成量(ml/l)

また、平均輝度とは画面全体の輝度平均値を表す。フロック粒径分布の特性量としては幾何平均径の他に、分布の幅を表す幾何標準偏差もあるが、幾何標準偏差は図6.1に示すように、年間を通じてほぼ一定であったことから、変数から省略した。

①～⑫の各変量は単位と変動の幅が異なるので、各変量データを平均値が0、標準偏差が1になるよう各々標準化した。すなわち、標準変量 X^* を次式で計算した。

$$X^* = \frac{X_i - \bar{X}}{\sigma} \dots\dots\dots(6-2)$$

$$\text{平均値：}\bar{X} = \frac{\sum X_i}{n} \dots\dots\dots(6-3)$$

$$\text{標準偏差：}\sigma = \sqrt{\frac{\sum (X_i - \bar{X})^2}{n-1}} \dots\dots\dots(6-4)$$

ここで、 X_i ：変量 X の i 番目のデータ

n ：データ数($n=231$)

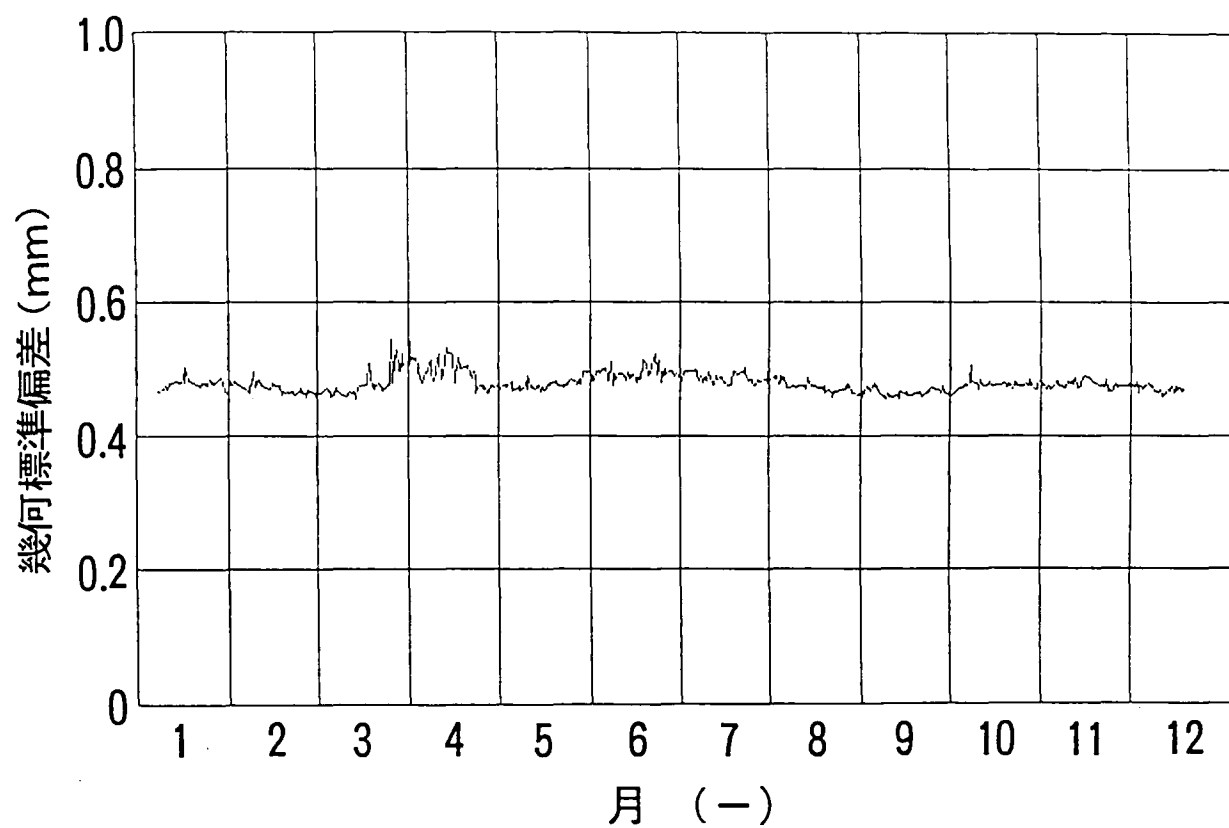


図 6.1 幾何標準偏差の年間変動

上記、①～⑫のデータの平均値と標準偏差を表6.1に示す。

6.2.2 時系列変動

フロックの画像計測値と水質データとの相関を調べるのに先立って、これらデータの経時変化(時系列)を調べた。これらについては、詳細な説明を省略するが、結果を図6.2～6.13に示す。

6.2.3 多変量解析³⁾

種々の変数が複雑に絡み合う現象では、各変数間の相関を一義的に決定できない場合が多い。これは各因子(変量)が相互に影響を及ぼしあうからである。このような場合、単にある2変数間の関係を調べたのでは、変数群の関係を正しく理解することができない。このような時、変数間の関係を定量的に理解する手助けとするために、多変量解析法が利用できる。

多変量解析法は大きく分類して、①総合特性値を求めるための方法と、②予測式を導く方法がある。①としては、主成分分析法や正準相関分析が代表的である。これら①は、相互に変動する(相関のある)多数の変数データから、データ群の変動を最もよく表し、しかも統計的に独立な少数の新しい変数に要約するものである。この小数の要約された変数によりデータ群の持つ意味を見直すことができる。②としては、重回帰分析法がよく利用される。これは目的とする変数(目的変量Y)を、これに影響する変数(説明変量X)の線形結合式で数式化するものである。説明変量が1つの場合、線形結合式 $Y = aX + b$ が直線を表すことから明らかなように、説明変量の線形結合式は直線や平面あるいは超平面を表す。多次元の点の集合を超平面で近似する方法が重回帰分析法であり、新たに座標軸を定義することが主成分分析法に相当する。

6.2.4 主成分分析法

変数 $X_1 \sim X_P$ の変動で表される現象に対して、このデータ群の変動に及ぼす影響は、各変数毎にその影響の方向と程度が異なる。そこで、これらの影響の重みを $L_1 \sim L_P$ とし、変数 $X_1 \sim X_P$ に対して次式で変動の特徴を表すものとする。

$$Z_1 = L_{11}X_1 + L_{12}X_2 + \cdots + L_{1P}X_P \quad \cdots \cdots (6-5)$$

Z_1 を第1主成分という。重み $L_1 \sim L_P$ の値を変えることにより複数の Z_i を定義することができる。すなわち、(6-5)式を一般化して次式を得る。

$$Z_1 = L_{11}X_1 + L_{12}X_2 + \cdots + L_{1P}X_P \quad \cdots \cdots (6-6)$$

$$Z_2 = L_{21}X_1 + L_{22}X_2 + \cdots + L_{2P}X_P \quad \cdots \cdots (6-7)$$

.....

$$Z_m = L_{m1}X_1 + L_{m2}X_2 + \cdots + L_{mP}X_P \quad \cdots \cdots (6-8)$$

表6.1 水質データ，画像データの平均値と標準偏差

分 類	水 質							画 像				
No.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
項 目	PAC注入率	水温	原水濁度	アルカリ度	p H	流量	沈殿濁度	フロック数	対数平均径	形成量	平均輝度	密度指標
単 位	mg/ℓ	℃	mg/ℓ	mg/ℓ	—	m ³ /h	mg/ℓ	個/15画面	mm	μℓ/ℓ	—	mg/ℓ
平均値	15.44	17.60	8.10	31.9	7.07	2830	0.631	4157	0.790	990.8	38.2	7.69
標準偏差	3.12	6.21	10.05	8.15	0.18	442	0.169	2218	0.089	654.5	2.33	3.73

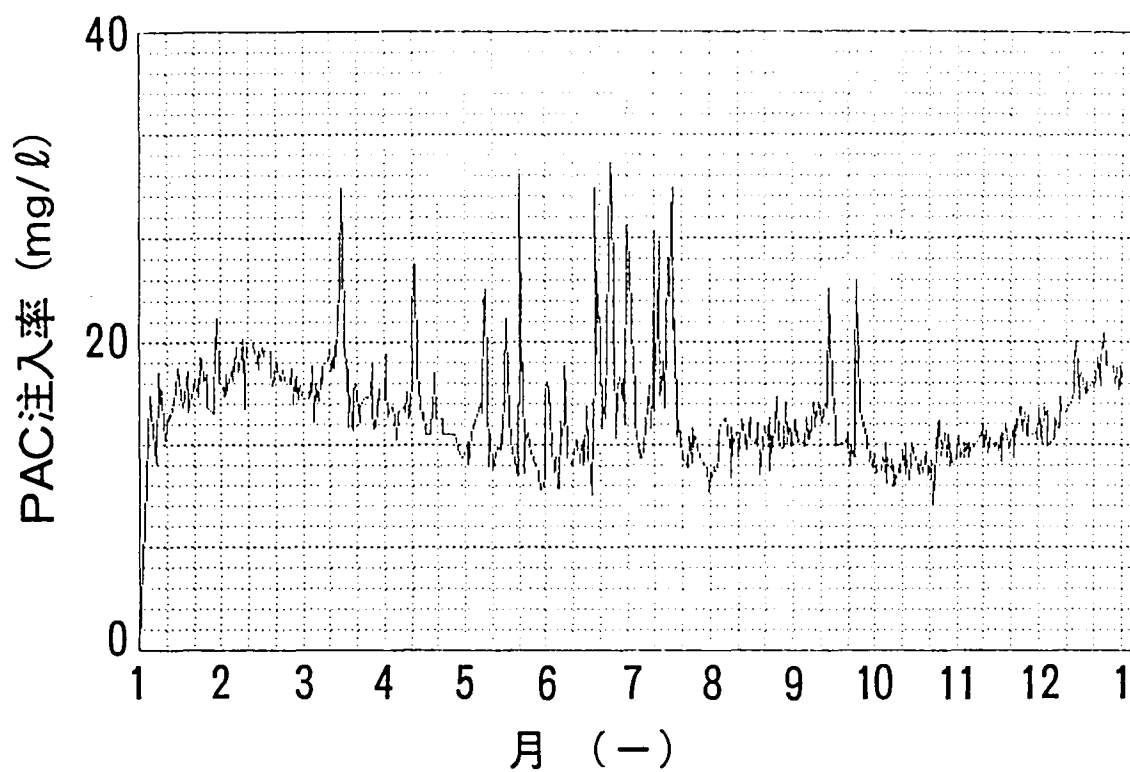


図 6.2 PAC注入率の年間変動

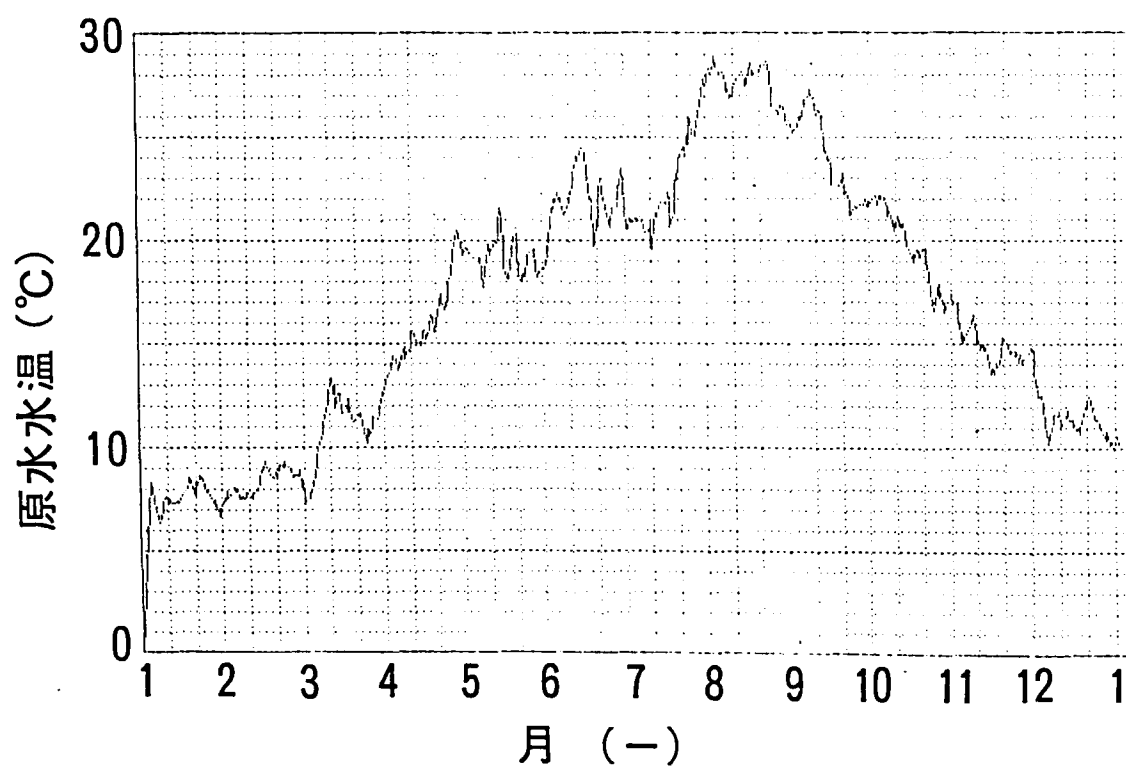


図 6.3 原水水温の年間変動

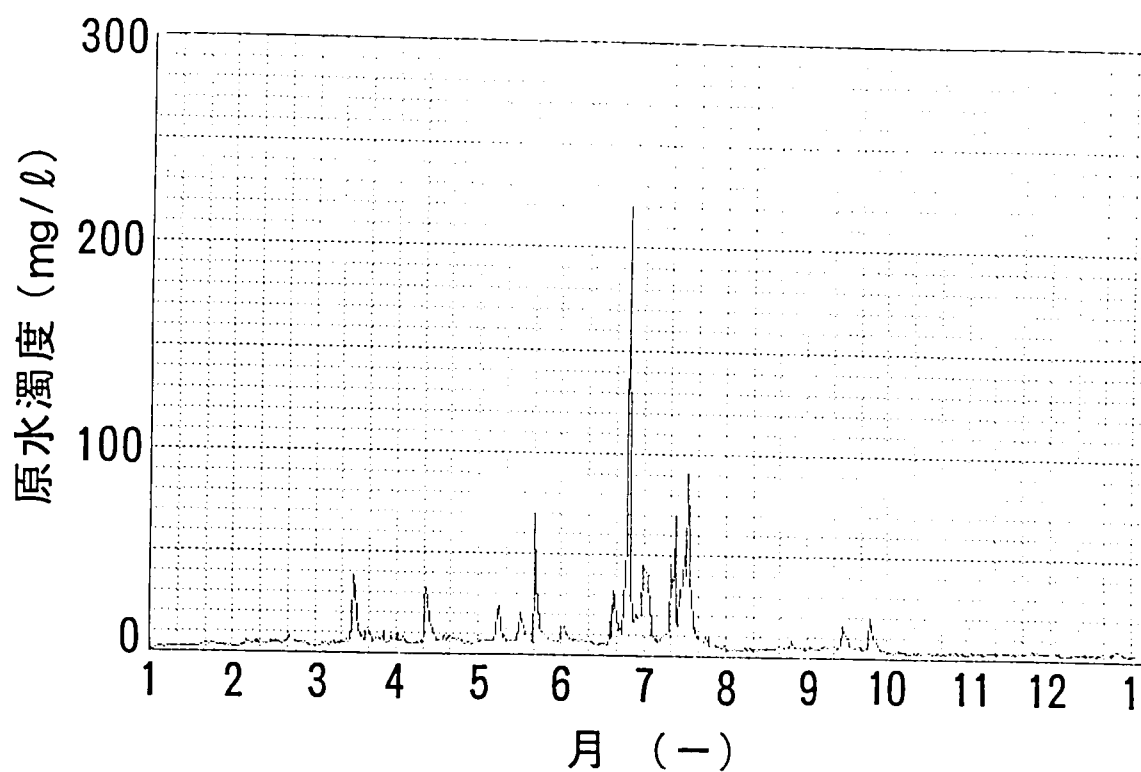


図 6.4 原水濁度の年間変動

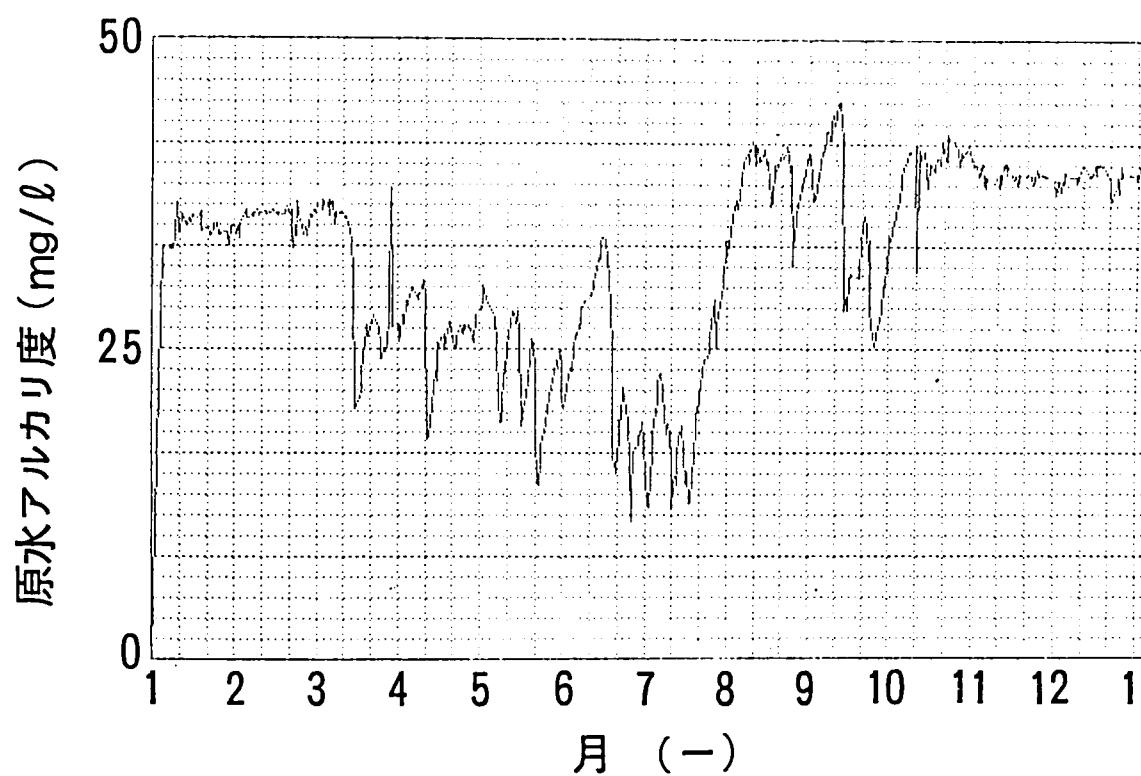


図 6.5 原水アルカリ度の年間変動

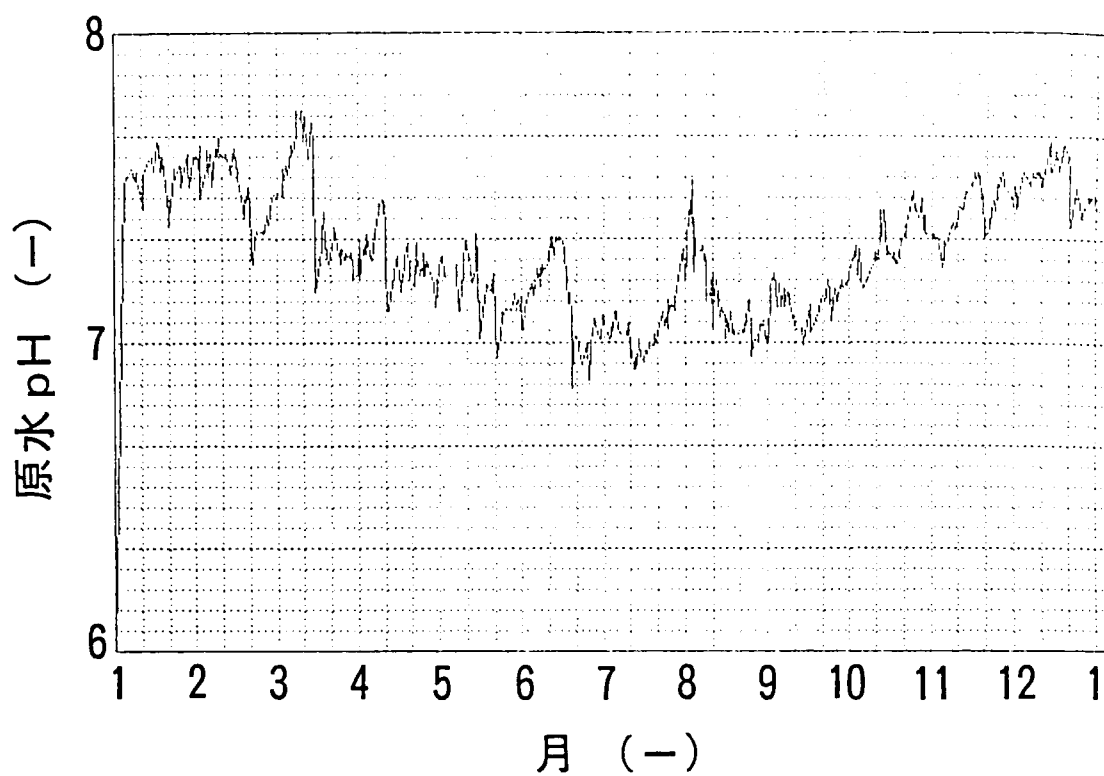


図 6.6 原水 pH の年間変動

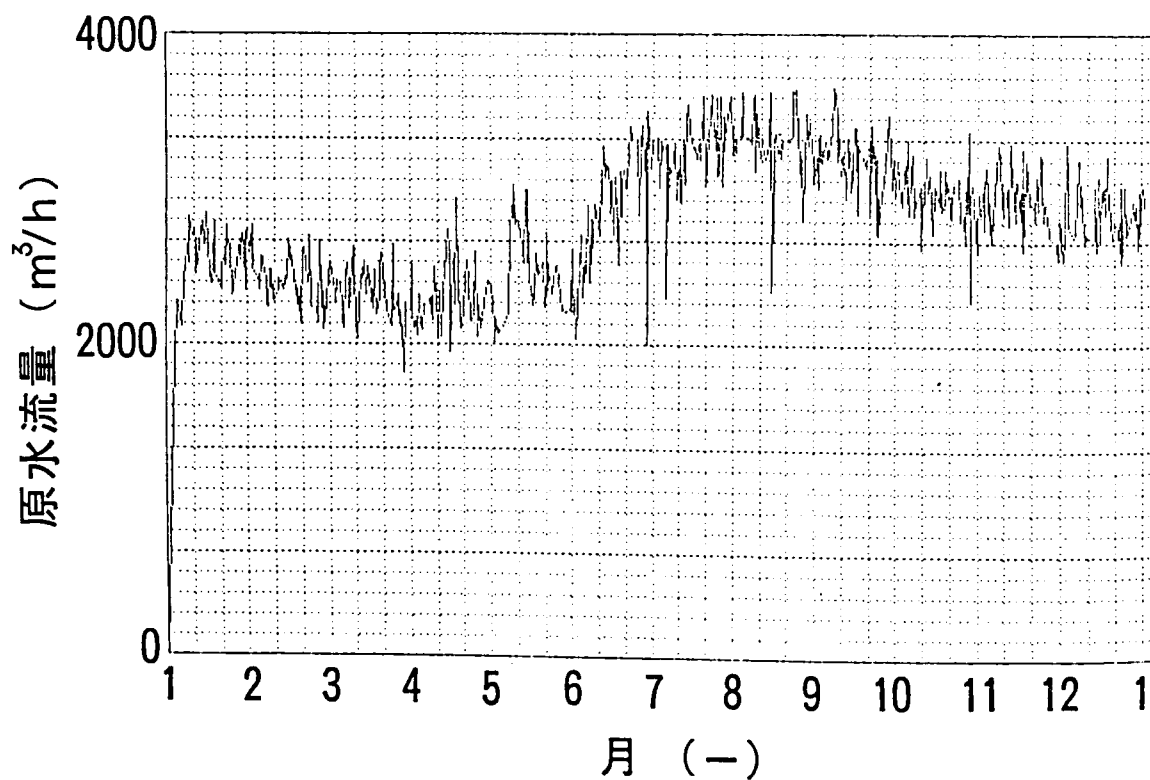


図 6.7 処理流量の年間変動

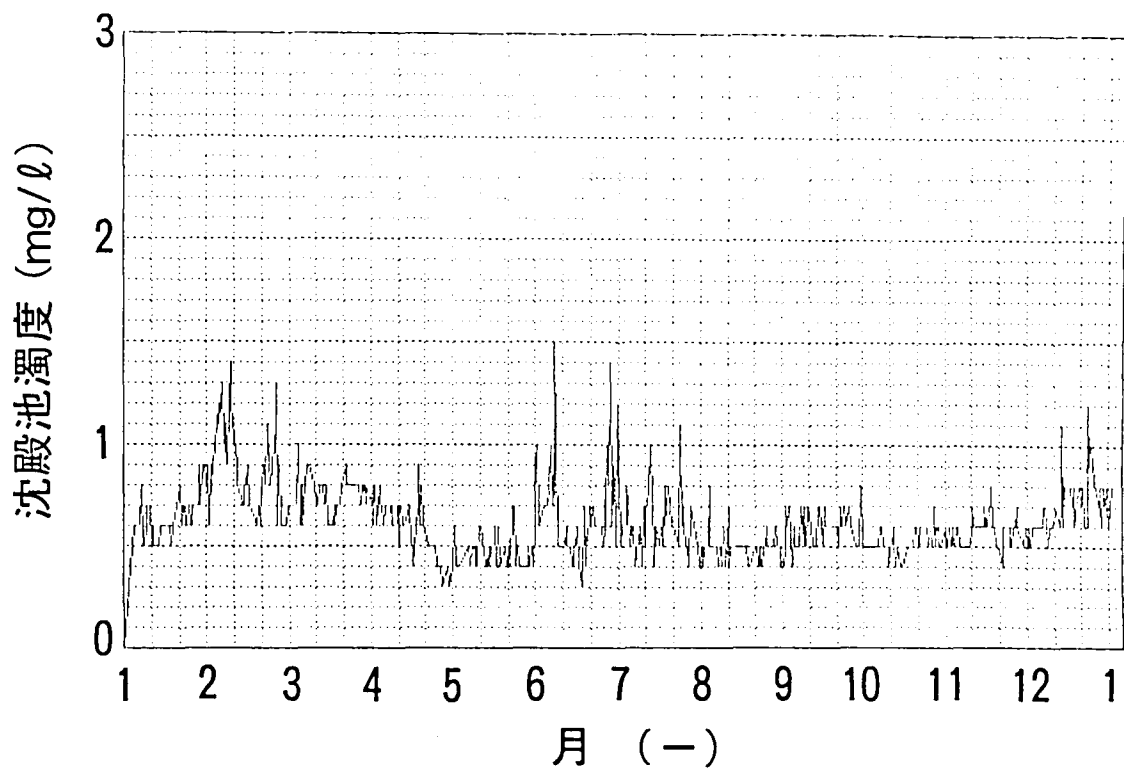


図 6.8 沈殿濁度の年間変動流量

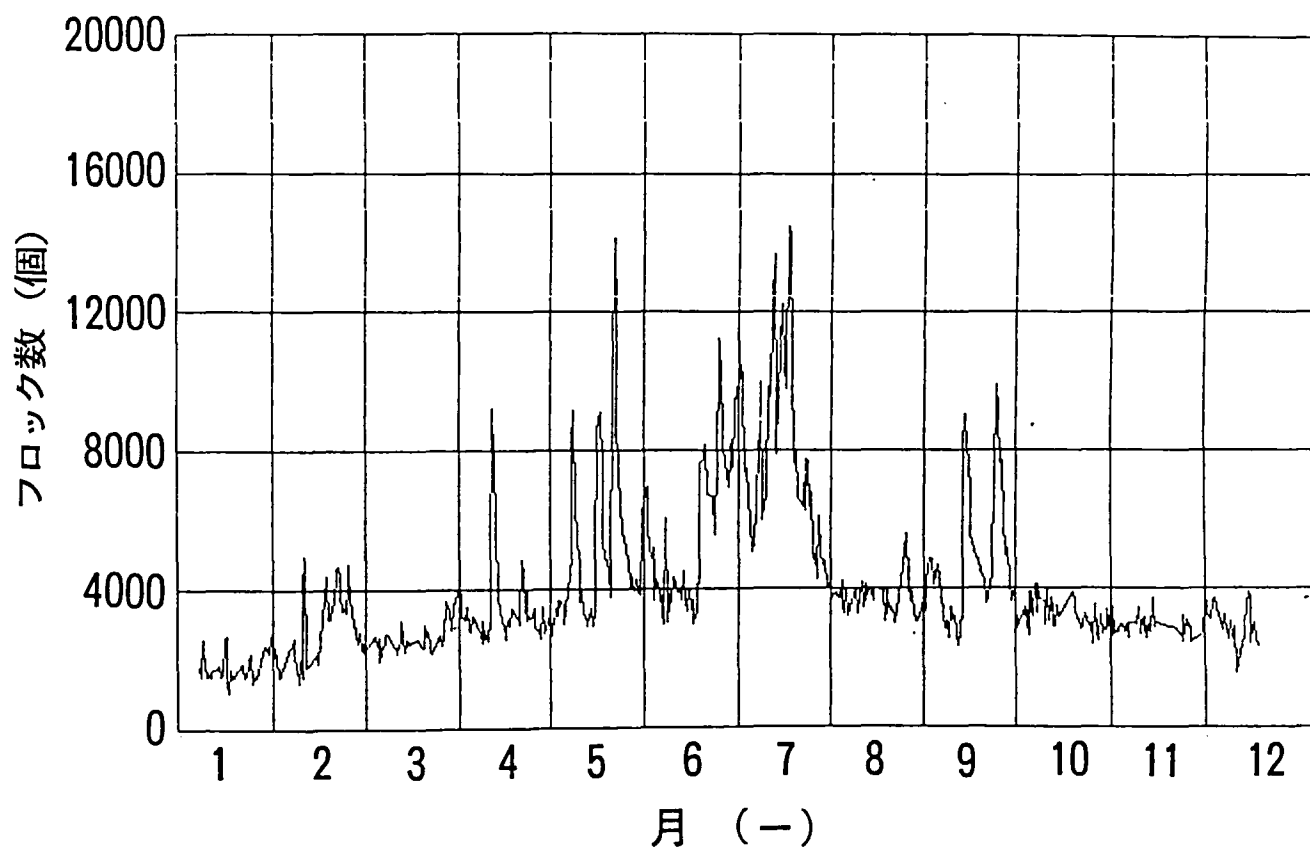


図 6.9 フロック数の年間変動

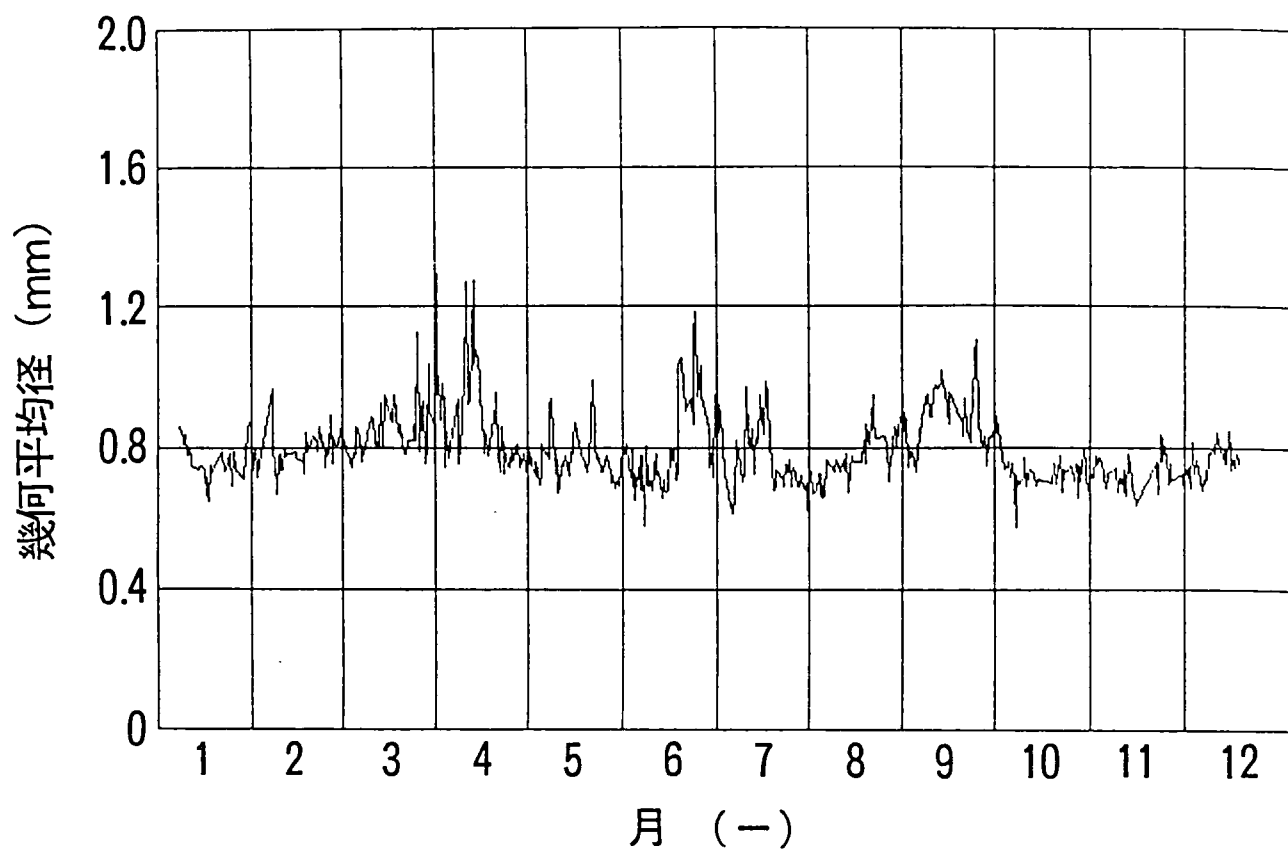


図 6.10 幾何平均径の年間変動

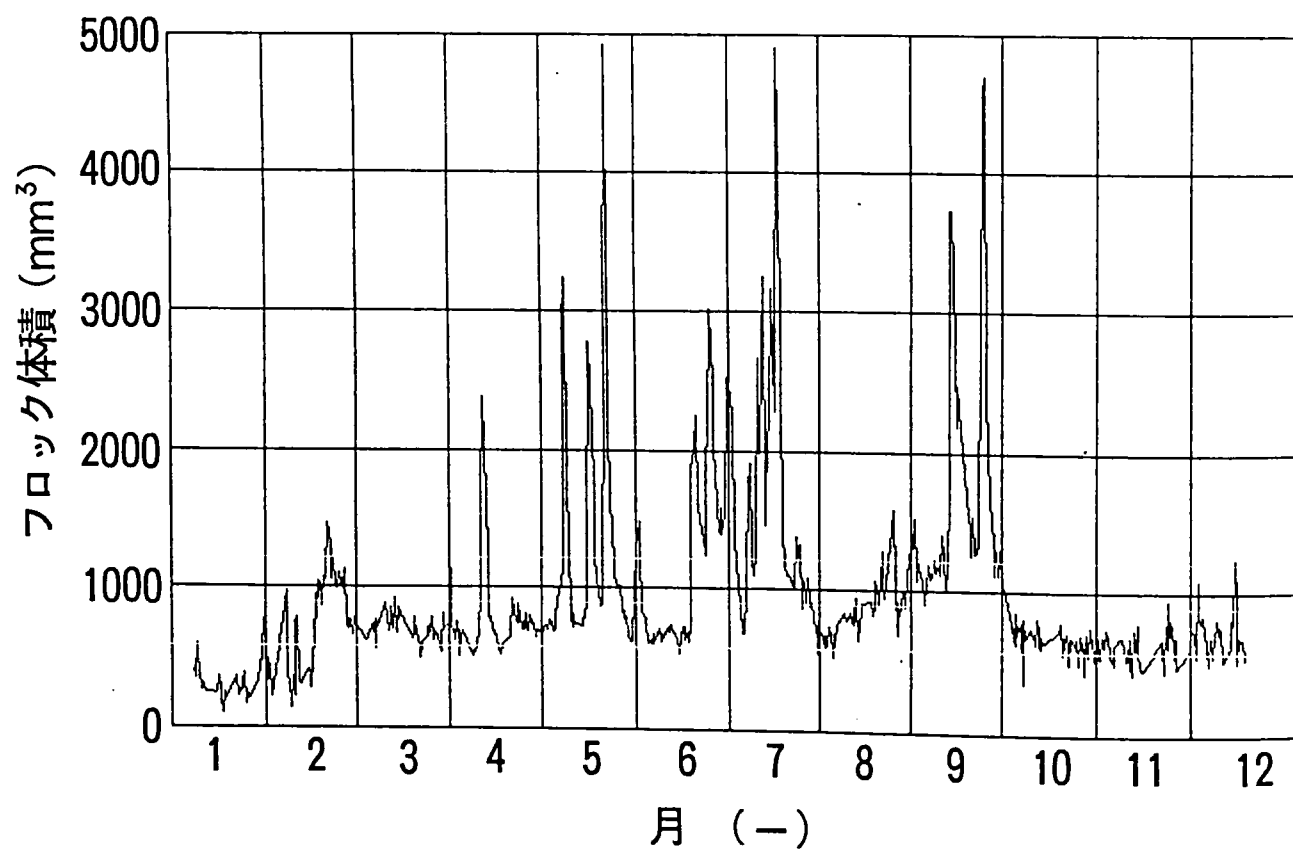


図 6.11 ブロック総体積の年間変動

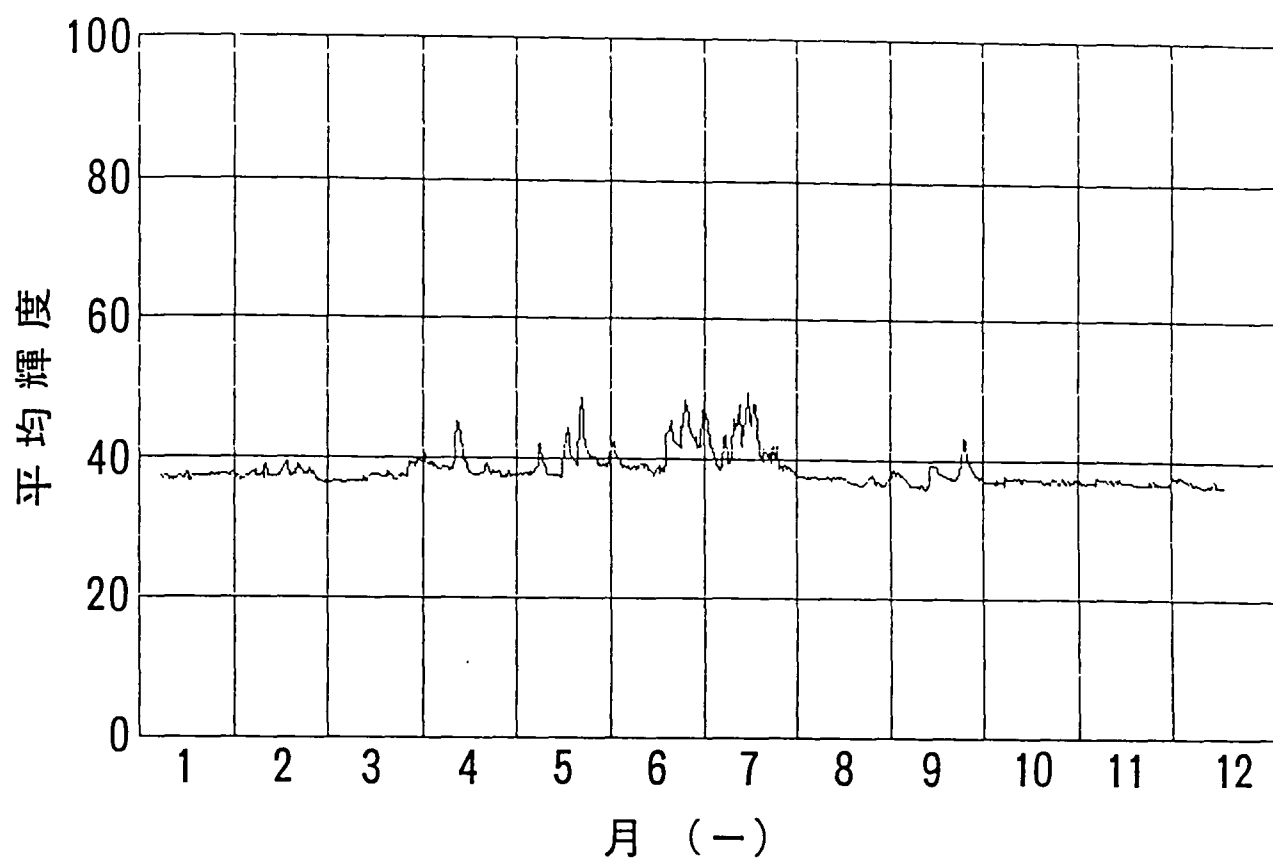


図 6.12 平均輝度の年間変動

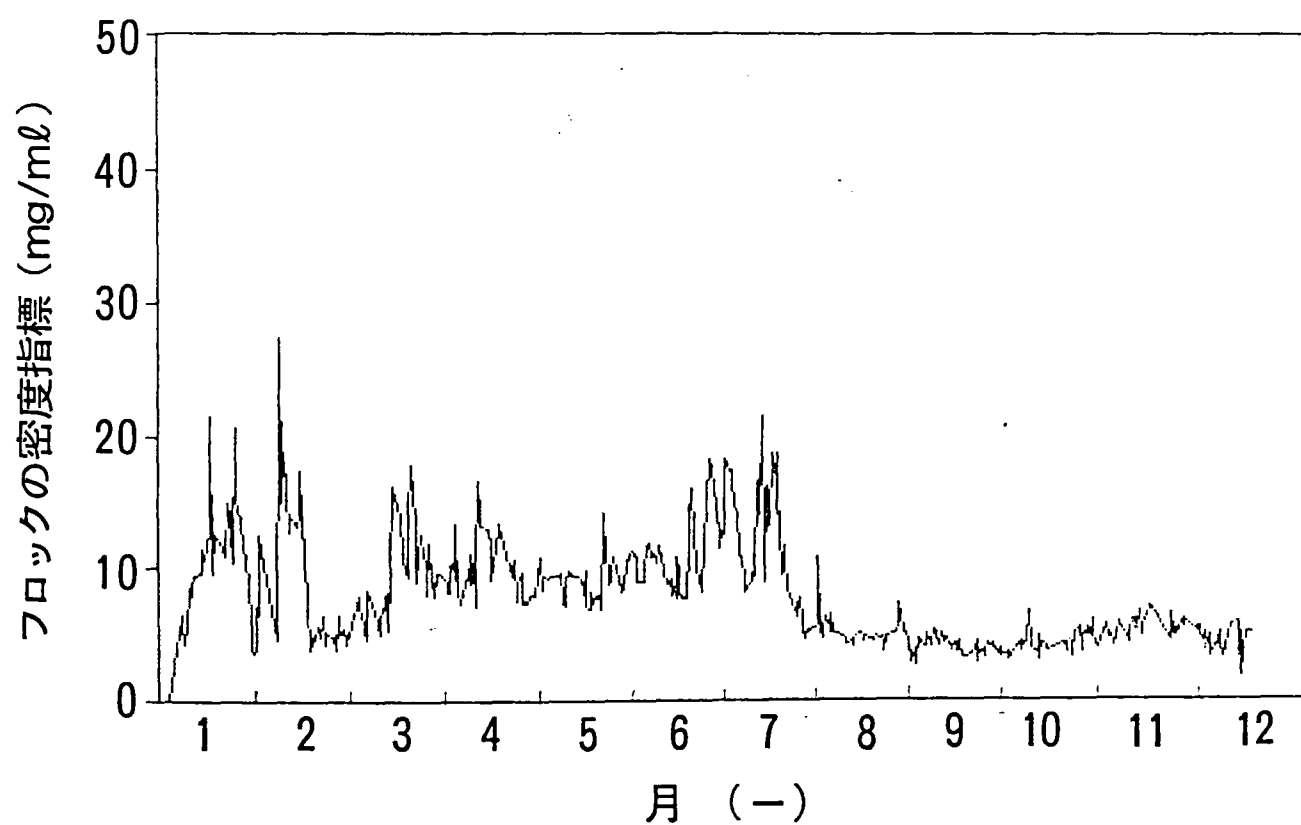


図 6.13 フロックの密度指標の年間変動

ただし、条件 1 : $\sum L_{ki}^2 = 1$ (6-9)

条件 2 : Z_i と $Z_j (i \neq j)$ との相関はない。(6-10)

条件 2 : Z_i の分散は $Z_1 > Z_2 > \dots > Z_m$ (6-11)

主成分の数は、得られた主成分で生データの変動をどの程度表し得るかで決り、データ群の全変動に占める各々の主成分 Z_i の割合を寄与率 C_i といい、主成分の数を増やした場合の累積された寄与率を累積寄与率 P_r という。定義式を次に示す。

固有値 : $\lambda_i = Z_i$ の分散(6-12)

寄与率 : $C_i = Z_i$ の分散 / 全分散(6-13)

累積寄与率 : $P_r = \sum C_i$ (6-14)

通常、およそ80%以上の累積寄与率になるように主成分の数が選ばれる。また、各主成分 Z_i と変数 X_j との相関係数を因子負荷量という。因子負荷量を調べることにより、主成分と強く関係する変数のグループを見出すことができる。

6.2.5 重回帰分析法

目的変数 Y とこれに影響する変数(説明変数) $X_1 \sim X_p$ の関係を線形結合式(6-14)式ではめる。ただし、変数は(6-2)～(6-4)式で標準化されているものとする。

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \dots + \beta_p X_p + \varepsilon \quad \text{.....(6-15)}$$

ここで、 β_i : 標準偏回帰係数

ε : 残差

(6-15)式に適合する β_i を最小二乗近似で求める。得られた数式の妥当性を検定する方法として、分散分析法による方法と重相関係数による方法とがあり、いずれも F 検定で有意性を検定する。

6.3 結果と考察

6.3.1 主成分分析結果

6.2.1で示した11の変数(①～⑪)のデータを対象に主成分分析を行なった。結果を表6.2(固有値 λ_i , 寄与率 C_i , 累積寄与率 P_r), 表6.3(固有ベクトル: 係数 L_{ij}), 表6.4(因子負荷量)に示す。ただし、累積寄与率が約80%となる第3主成分までをまとめた。表6.2において第1主成分の寄与率は49%であり、第1主成分でデータ群の変動のほぼ半分を説明できることを意味する。第3主成分までの累積寄与率は79%となった。これらのことから、11変数の変動の概略を3つの主成分(座標軸)に要約出来るといえる。表6.3に示す固有ベクトル(係数 L_{ij})及び表6.4に示す因子負荷量の値は、絶対値が

表6.2 主成分分析結果

主成分	第1主成分 Z_1	第2主成分 Z_2	第3主成分 Z_3
固有値 λ_i	5.42	2.26	1.12
寄与率 C_i	49.2%	20.5%	10.2%
累積寄与率 Pr	49.2%	69.8%	79.9%

表6.3 固有ベクトル L_{ij}

変量		第1主成分	第2主成分	第3主成分
水質	PAC注入率	0.242	-0.395	0.367
	原水水温	0.133	0.587	0.028
	原水濁度	0.394	0.065	0.074
	原水アルカリ度	-0.342	0.076	0.473
	原水pH	-0.353	-0.120	0.328
	処理流量	0.079	0.474	0.420
	沈殿濁度	0.042	-0.428	-0.094
画像	フロック個数	0.406	0.117	-0.062
	対数平均径	0.201	-0.222	0.513
	フロック形成量	0.387	0.054	0.249
	平均輝度	0.404	-0.041	-0.116

表6.4 因子負荷量

変 量		第1主成分	第2主成分	第3主成分
水 質	PAC注入率	0.562	-0.593	0.388
	原水水温	0.310	0.882	0.030
	原水濁度	0.918	-0.098	0.078
	原水アルカリ度	-0.797	0.114	0.501
	原水pH	-0.822	-0.180	0.347
	処理流量	0.183	0.712	0.444
	沈殿濁度	0.099	-0.643	-0.099
画 像	フロック個数	0.944	0.176	-0.066
	対数平均径	0.469	-0.333	0.542
	フロック形成量	0.900	0.082	0.264
	平均輝度	0.941	-0.061	-0.123

大きい程，PAC注入率に及ぼす影響が強いことを意味する。因子負荷量は相関係数をあらわすので，この値から主成分の持つ意味を以下のように解釈した。

1)第1主成分 Z_1 ：原水濁度，フロック個数，フロック形成量及び平均輝度に対して正の相関を示し，逆に，アルカリ度とpHに対して負の相関を表す。図6.5及び6.6に示すように，アルカリ度とpHは原水濁度が高い夏期に低くなり，このことはフロック形成を容易にする。したがって，第1主成分 Z_1 は原水濁度の変化に伴うフロック形成状態の変化を表す指標であると解釈できる。

2)第2主成分 Z_2 ：原水水温と処理流量に対して正の相関を，PAC注入率と沈殿池濁度に対して負の相関を表す。このことから，第2主成分はフロック形成の物理的条件の季節変動に関係した変量であるといえる。図6.2～6.8に示したデータ群の年間変動を見ると，水温と流量が高い時，つまり夏場にはPAC注入率がやや低目で沈殿池濁度も低く，冬期には逆の傾向が認められる。第2主成分は，このような季節変動を反映したものである。

3)第3主成分 Z_3 ：因子負荷量の値が全て0.6以下であるので明確な意味づけは困難であるが，原水アルカリ度，原水pH，処理流量，及び幾何平均径に対して正の相関を示すことから，反応条件の相違を表す指標であると推測される。

以上，第1主成分 Z_1 から第2主成分 Z_2 まで，フロック形成に及ぼす影響を要約すると，濁度，水温などのように物理条件の影響が大きいことが明らかになった。

6.3.2 重回帰分析の予備検討

予備検討として，沈殿濁度を目的変量にして重回帰分析を行った結果，重相関係数=0.62，寄与率=0.39と低い値であった。沈殿濁度はほぼ1.0mg/ℓ以下に安定して維持されていたことから，沈殿濁度を目的変量とした重回帰分析は妥当ではないと判断した。逆に，PACの注入が管理されておらず沈殿濁度が大きく変動する場合のデータが多く得られれば解析は可能であるが，実際の浄水場での実験は困難である。むしろ，良好に管理された原因であるPAC注入率がどのように操作されていたかを解析することにより，水質因子がフロック形成に及ぼす影響を調べる方がより妥当であると考えた。

久留米広域上水道企業団では，これまで濁度を指標にしたPAC注入制御が実施されているが，実際にはオペレータがフロック形成状態と，濁度以外の水質を踏まえた上で，PAC注入率が手動修正されている。そこで，オペレータがフロック形成をどのように評価して，また水質をいかに反映させたかを解析しようと試みた。これらの関係が明らかになれば，この知見を凝集沈殿プロセスの制御に生かすことが期待できるからである。

6.3.3 重回帰分析結果

PAC注入率を目的変量にし，その他の変数を説明変量にして重回帰分析を行なった。ただし，フロック形成池のpHとアルカリ度については予備検討の結果，影響が小さかったため予め説明変量から除いた。分析結果を表6.5にまとめる。まず，Run 1で水質因子だけを説明変量とした。その結果，重相関係数=0.81，寄与率=0.66であった。Run 1の

表6.5 重回帰分析結果(目的変量 = P A C 注入率)

説明変量		標準偏回帰係数						
		Run 1	Run 2	Run 3	Run 4	Run 5	Run 6	Run 7
水質	原水水温	-0.68	-0.61	-0.58	-0.53	-0.51	-0.52	-0.52
	原水濁度	0.80	0.83	0.05	0.06	—	—	—
	原水アルカリ度	0.48	0.49	0.50	0.50	0.49	0.43	0.43
	原水pH	-0.41	-0.37	-0.07	-0.04	—	—	—
	処理流量	0.11	—	0.05	—	—	—	—
	沈殿濁度	0.02	—	0.03	—	—	—	—
画像	ブロック個数	—	—	0.30	0.31	0.27	0.01	—
	幾何平均径	—	—	0.18	0.18	0.18	—	—
	ブロック形成量	—	—	0.50	0.49	0.55	0.83	0.84
	平均輝度	—	—	-0.06	-0.06	—	—	—
	密度指標	—	—	0.47	0.46	0.48	0.50	0.50
評価	重相関係数	0.81	0.81	0.86	0.86	0.86	0.85	0.85
	寄与率	0.66	0.66	0.74	0.74	0.74	0.73	0.73

標準偏回帰係数を用いて計算した結果を図 6.14 に示す。このように、水質因子だけを用いた場合には、1～3 月及び高濁度時における回帰精度が低いことがうかがえる。なお、平均偏差(誤差)は 2.09mg/ℓ であった。

次に、説明変量を本質的な変量に絞りこむ目的で、Run 1 に示すような標準偏回帰係数が小さな処理流量と沈殿濁度とを除いて重回帰分析を行なった(Run 2)が、重相関係数は同じであった。Run 2 において、標準偏回帰係数は大きい順から原水濁度(0.80～0.83)、水温(-0.61～-0.68)、ついで原水アルカリ度(0.48～0.49)であった。これら 3 つの因子がフロック形成の主要な影響因子であることは実浄水場からも報告されて⁴⁾おり矛盾しない。

Run 3～7 では、水質データに加えて画像データも含めて重回帰分析を行なった。Run 3 で 5 つの画像因子を追加した結果、重相関係数=0.86、寄与率=0.74 に向上した。より支配的な因子を抽出するために、Run 4～7 では、標準偏回帰係数が小さい変量を説明変量から段階的に除外していった。その結果、水質因子では原水水温と原水アルカリ度、画像因子ではフロック形成量と密度指標とが説明変量として残り、この時、重相関係数=0.85、寄与率=0.73 であった。5 つの水質因子による結果(Run 1)よりも、画像因子も含めた 4 つの変数による結果(Run 7)の方が良い結果が得られたことから、フロックの画像監視結果は凝集剤注入の適正化に寄与できるものと期待される。

Run 7 の回帰式は次式である。

$$\begin{aligned} (\text{PAC 注入率}) = & -0.52(\text{原水水温}) + 0.43(\text{原水アルカリ度}) \\ & + 0.84(\text{フロック形成量}) + 0.50(\text{密度指標}) \quad \cdots (6-16) \end{aligned}$$

右辺の 4 変量は、PAC 注入率に影響する支配的な因子であるといえる。また。影響の度合については、原水水温が低い場合(冬期)、または、原水アルカリ度、フロック形成量及び密度指標が高い場合には PAC 注入率も高い結果となる。

PAC 注入率の実測値と(6-16)式による回帰値とを図 6.15～6.18 に示す。このように、2 次元平面でみた場合には、実測値のバラツキが大きいにもかかわらず重回帰式による回帰精度は高いことがわかる。このことをさらに端的に示すために、PAC 注入率の年間変動の実測値と(6-16)式による計算値とを図 6.19 に示す。平均偏差(誤差)は 1.27 mg/ℓ であり、1～3 月及び高濁度時の回帰精度も良好であった。このことは、従来、凝集剤の適正注入が困難であった高濁度時などにフロックの画像監視を適用すれば、有効に作用することを示唆する。これらのことから、水質因子に加えて画像因子を考慮することで、PAC 注入率をより適正に設定できる可能性が見い出された。

ただし、重回帰分析法では静的なデータに基づいて回帰式を導いている。このため、極めて短時間の水質変動に対しても(6-16)式で常に適切な凝集沈殿を行なえるという保証はなく、ダイナミックな変化に対してはきめこまかな対応も必要になるとと思われる。

6.3.4 有意性の検定

表 6.5 に得られた標準偏回帰係数(Run 1～7)の妥当性を分散分析により検定した。回帰の変動による自由度と、残差の変動による自由度とを考慮し、危険率 5% の F 値を F 分

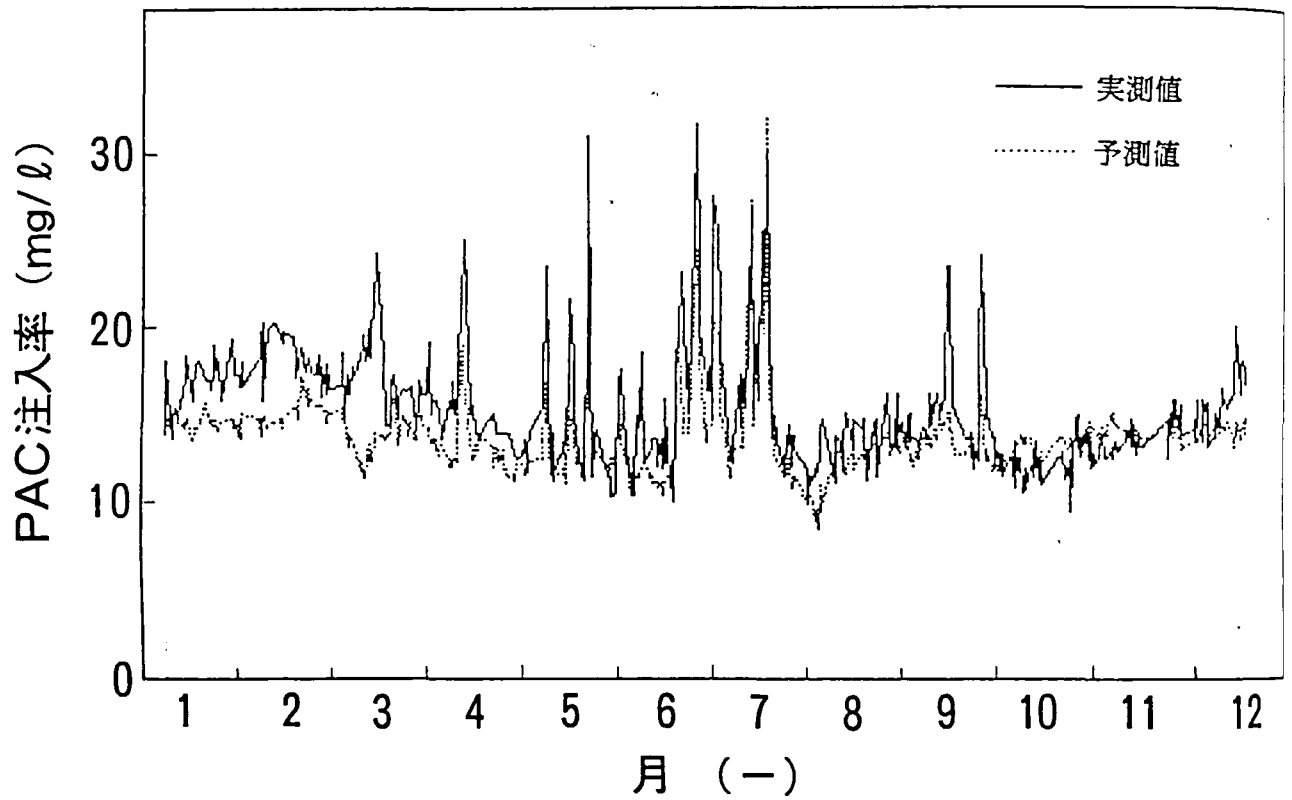


図 6.14 水質因子のみによる予測結果

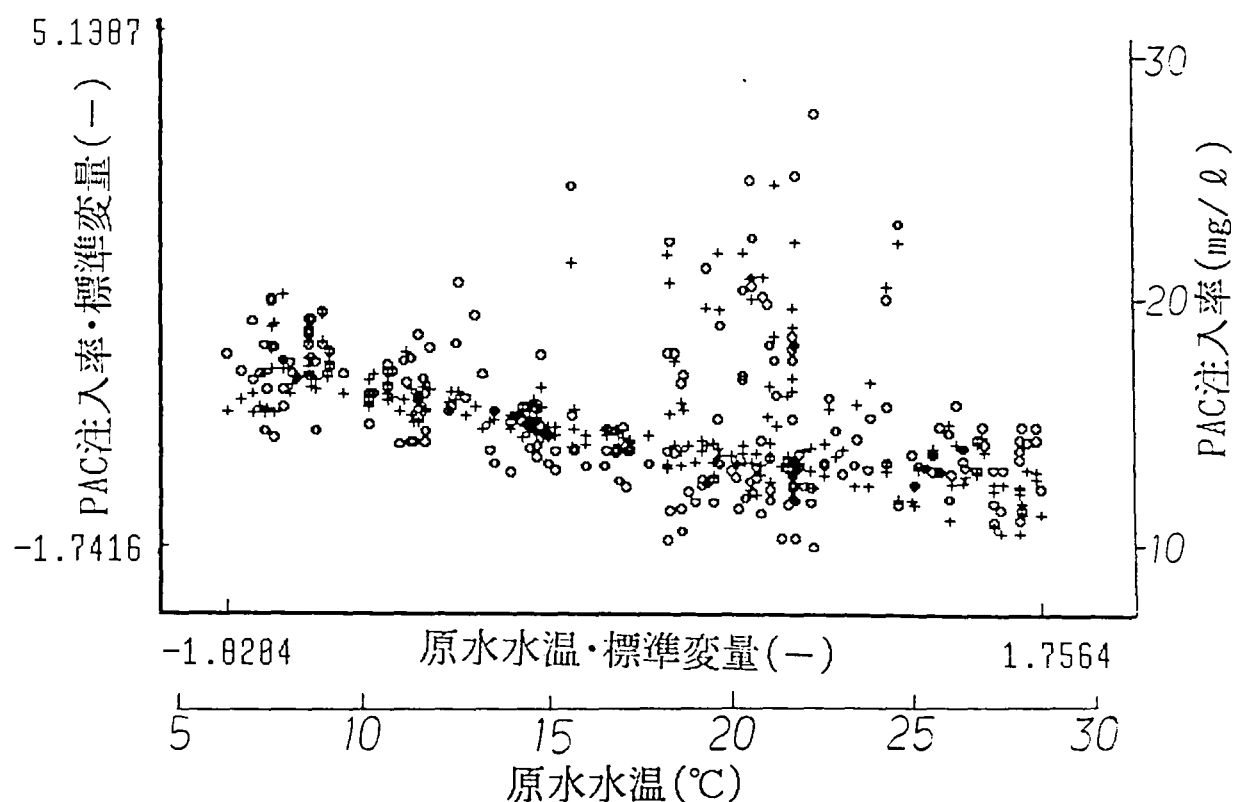


図 6.15 原水水温とPAC注入率の実測値(○)と回帰推定値(+)

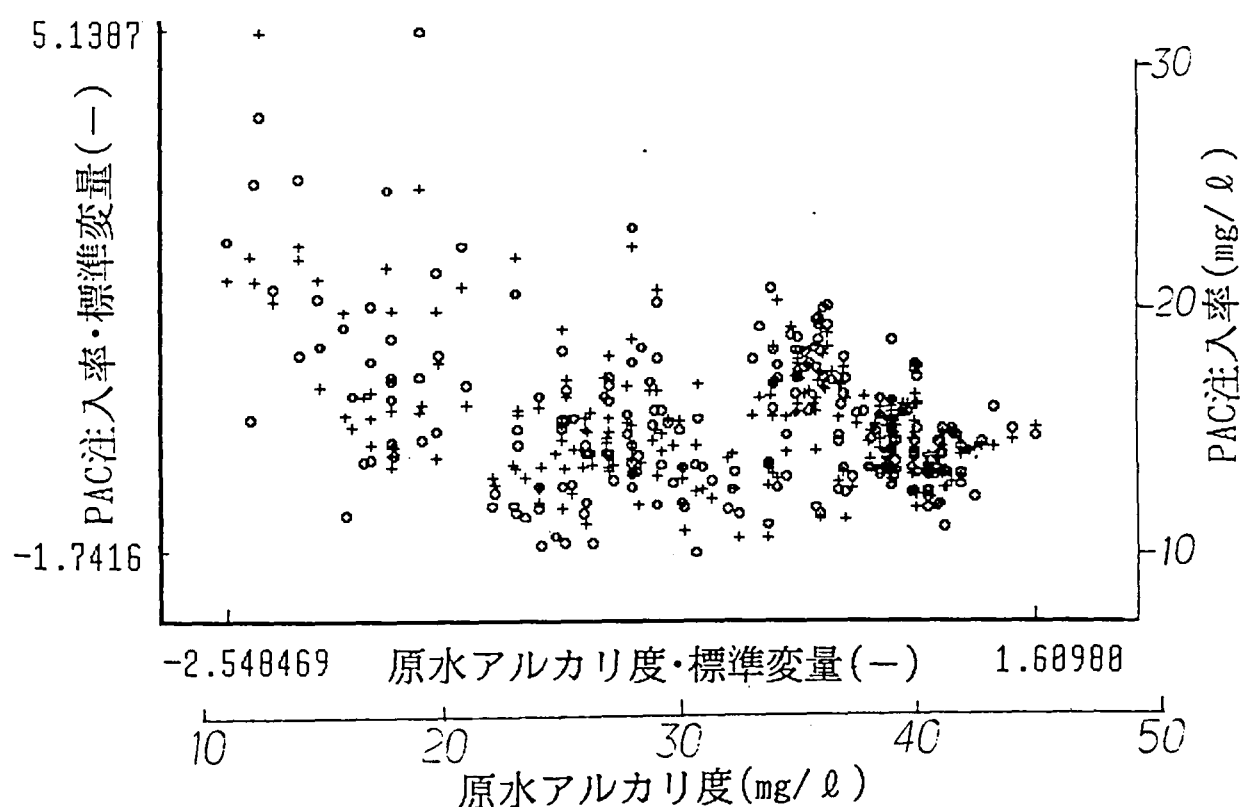


図 6.16 原水アルカリ度とPAC注入率の実測値(○)と回帰推定値(+)

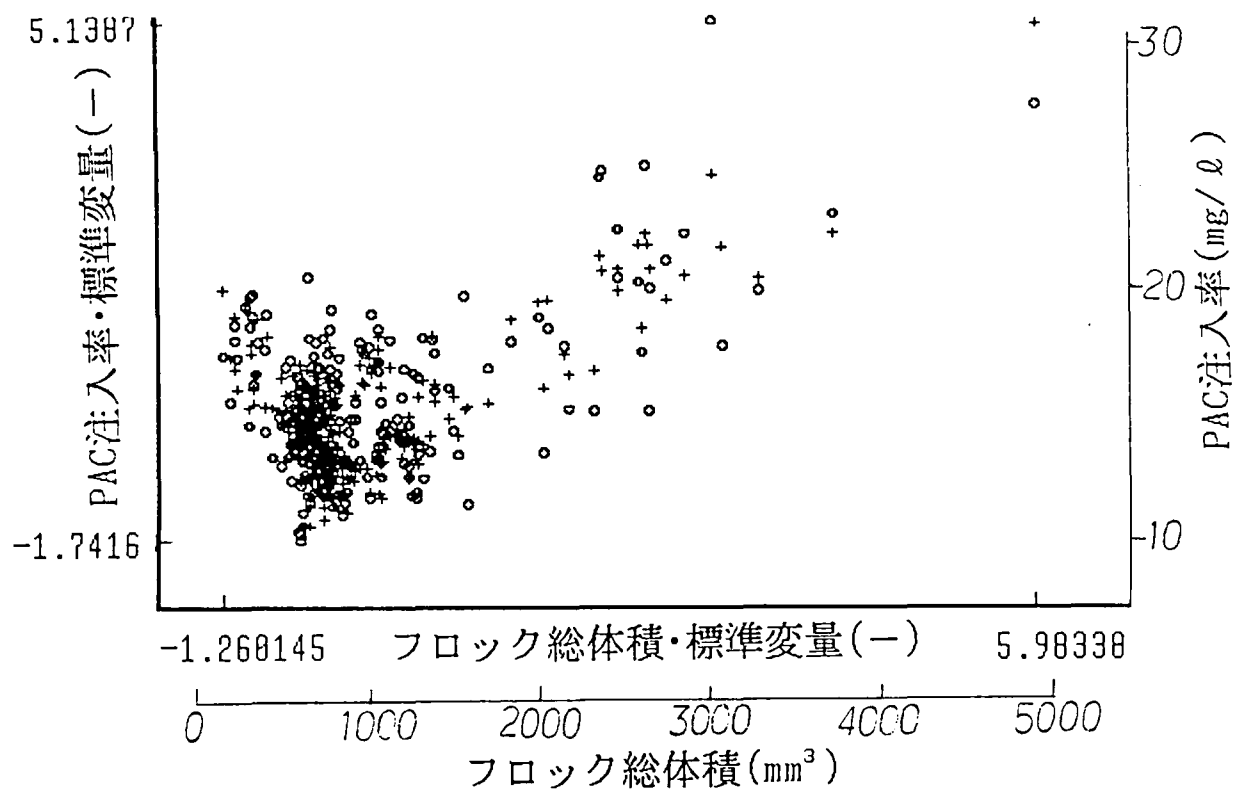


図 6.17 フロック総体積とPAC注入率の実測値(○)と回帰推定値(+)

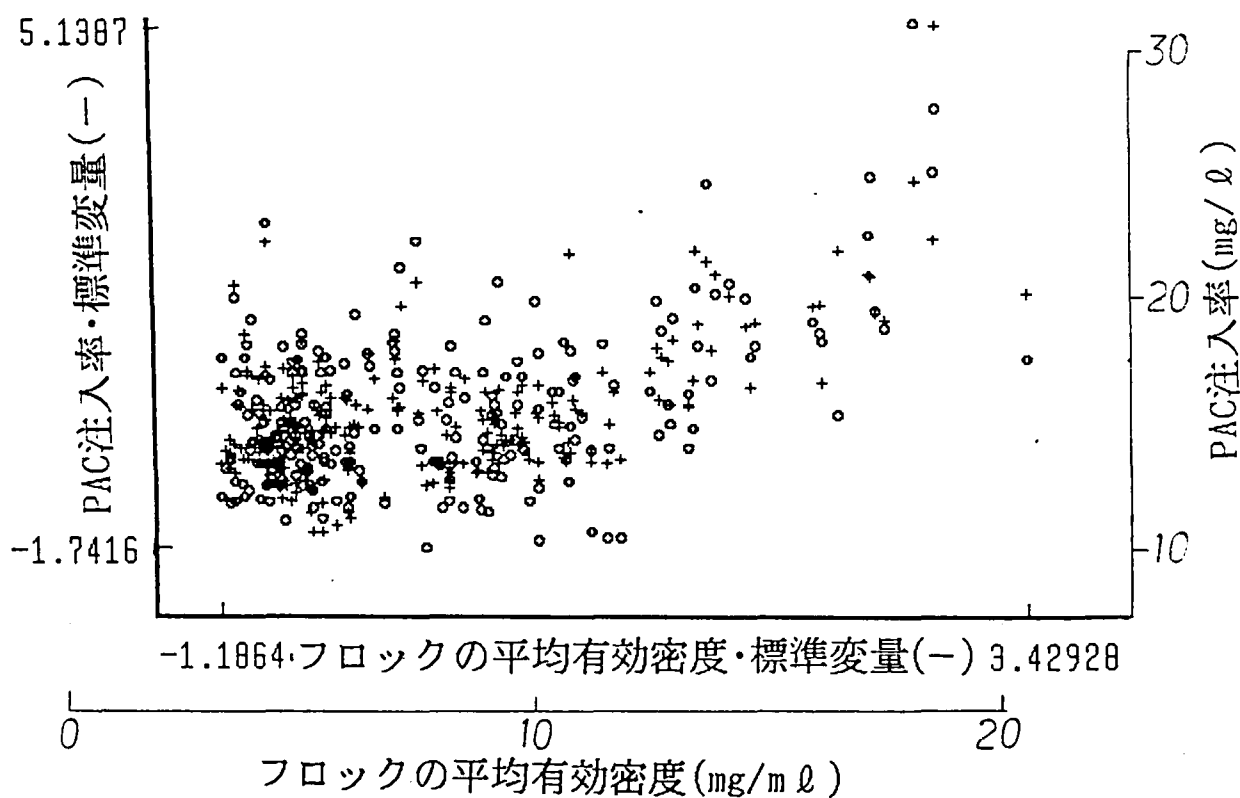


図 6.18 フロックの平均有効密度とPAC注入率の実測値(○)と回帰推定値(+)

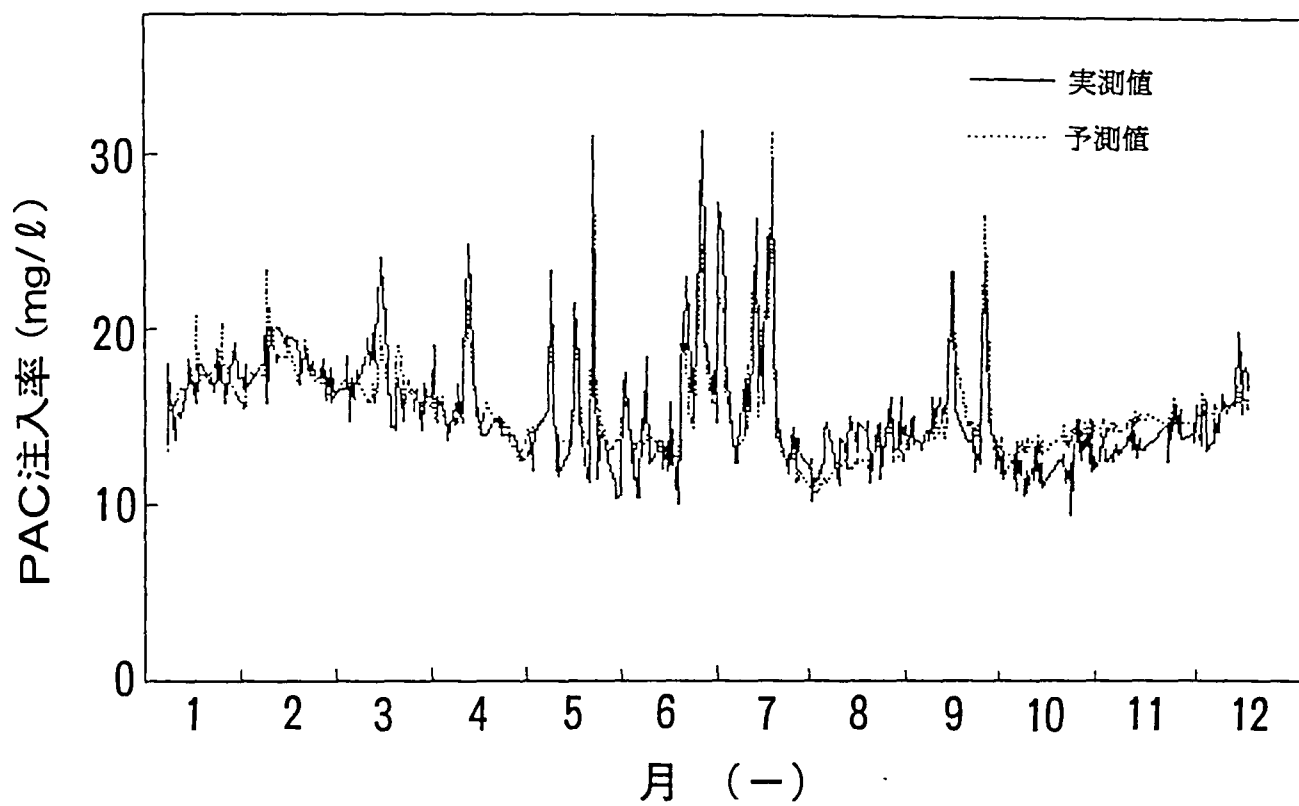


図 6.19 水質因子と画像因子とによる予測結果

布表から読み取った結果，重回帰分析は危険率５％で受け入れることができた。したがって，本報で得られた結果は回帰式として妥当なものといえる。

6.4 結 言

ブロック形成に及ぼす影響因子を抽出するために，久留米広域上水道企業団殿において約１年間に渡って収集したブロック画像データ，並びに水質データを多変量解析した。得られた結果を以下に要約する。

- １）水質データと画像データからなるデータ群の変動要因を解析するために主成分分析法を適用した結果，原水濁度の変化に伴うブロック形成状況の変化が最も大きいことを明らかにした。（６．３．１節）
- ２）ＰＡＣ注入率を予測するために重回帰分析を適用した結果，水質データだけで予測する場合に比べて，画像データを加味すれば予測精度が向上することを明らかにした。特に，冬期と降雨時の予測精度が向上した。（６．３．３節）
- ３）ＰＡＣ注入率に影響する因子をできるだけ小数に絞り込んだ結果，原水水温，原水アルカリ度，ブロック形成量及びブロック密度指標が抽出された。（６．３．３節）
- ４）これらの予測式（重回帰式）は危険度５％の水準で有意であった。（６．３．４節）

これらの知見から，ブロック画像監視はＰＡＣ注入を適正化する手段として期待できるものと結論された。

6.5 参考文献

- １）桜井賢一：凝集剤注入モデル式の研究（その１），第２６回全国水道研究発表会講演集，pp. 303～305（１９７５）
- ２）芳賀鉄郎，斎藤幸雄，鈴木程久，柏木雅彦：三次元水質補正薬注制御システムの運用法，第３１回全国水道研究発表会講演集，pp.340～342（１９８０）
- ３）奥野忠一ほか：多変量解析法，日科技連，昭和４６
- ４）北島道行，塚本浩康：薬品注入の電算化，第３２回全国水道研究発表会講演集，pp.326～328（１９８１）

第 2 編

魚類行動の画像解析による急性毒物監視

支援システムの研究

第 7 章 魚類行動解析のための画像監視法の 検討

第 7 章

魚類行動解析のための画像監視法の検討

概 要

水槽中の魚類を画像認識し、2 次元的な行動パターンを解析することにより急性毒物の存在を検知するという発想により、本研究を開始した。

まず、魚類の行動を画像解析するための照明法として透過照明法(陰影法ともいう)を採用し、さらに、水の濁りの影響を受けにくい画像の2 値化方法として、画像の輝度頻度分布に着目した画像2 値化法が有効であることを明らかにする。次に、水槽内における1 尾の魚の位置分布と速度分布とに着目した、行動パターンの評価法を提案し、コイ、フナ及びタナゴについてシアン(0.1mg/ℓ)を例に検証する。

7.1 緒 言

第1 章で述べたように、浄水場では急性毒物の検知を目的に、魚類を用いた水質監視が¹⁾広く行われている。この水質監視は魚の生死や行動パターンを目視観察するものであるが、連続監視が困難な欠点がある。このため、第1 章で述べたように、監視の自動化を試みる多くの研究が報告されている。表1.5に示したように、大別すれば電極を用いる方法と²⁻⁶⁾光電管を用いる方法と⁷⁻¹⁰⁾が知られている。電極式の方は感度が高いものの、魚類をケージに⁵⁾拘束し、水流などの外乱が大きいなどの点で改善の余地が大きかった。松尾らが指摘したように、供試魚をなるべく自然な状態で保つこと、あるいは操作が単純なことが望まれる。

そこで、著者は、画像処理技術を応用することにより魚類の行動をあるがままで検知し、行動パターンを定量的に評価するという着想により基礎研究を進めた。これにより、第1 編で提案したフロック画像監視システムと並んで、浄水場での目視観察を自動化する試みが系統化されることをねらった。本章は、魚類の行動パターンを連続的に画像監視することで行動パターンを定量化し、急性毒物の存在を早期に検知することを目的とし、特に、魚類をリアルタイムで安定に画像認識する方法を提案する。さらに、これを適用してコイ、フナ及びタナゴの行動パターンを連続監視することにより、シアンイオンを早期検知できることを実験により示す。

7.2 実験装置

実験装置は図7.1に示すように、飼育水槽、撮像系及び画像処理装置からなる。

7.2.1 飼育水槽及び撮像系

飼育水槽の概要を図7.2に示す。飼育水槽の有効容積は40ℓであり、この中で魚類が行動できる空間の形状は400mm(縦)×400mm(横)×140mm(奥行)である。魚の移動をなるべく平面的に把握できるように、奥行は薄めに設計した。魚類を精度良く認識するために、飼育水槽の底板は工業用テレビカメラの撮像角度に合わせて傾斜をもたせた。飼育水槽には水を循環してフィルタでろ過する浄化装置と、酸素供給のためのエアレーション装置を設置した。照明法としては、飼育水槽の前方から光を魚に照射して反射光をとらえる反射照明法と、後方から照射する透過照明法(陰影法ともいう¹¹⁾)とが可能のようにした。透過照明法の場合には照明灯の光を光散乱板(半透明合成樹脂、スリガラス、紙など)で散乱させ、魚形を影絵のように撮像した。図7.1は透過照明法の場合を示す。反射照明の場合には照明灯をテレビカメラ側に配置すると共に、飼育水槽の後方に白色不透明の亚克力板を設置した。魚の撮像には、長期間安定した性能が確保できるMOS¹²⁾個体撮像素子型の工業用テレビカメラ(日立,KP-231)を用いた。

7.2.2 画像処理装置

魚を画像認識する精度は照明強度や水の濁りなどの影響を受ける。このため、これら撮像条件の変化に対応できる画像処理アルゴリズムが不可欠であり、しかも、リアルタイムで監視するには高速演算が必須となる。そこで、各種の画像処理を高速演算できる画像処理装置を適用した。¹²⁾工業用テレビカメラで撮像した映像信号を画像処理装置に伝送してこれを画像処理した。画像処理の詳細な説明は第2章で述べたのでここでは省略する。

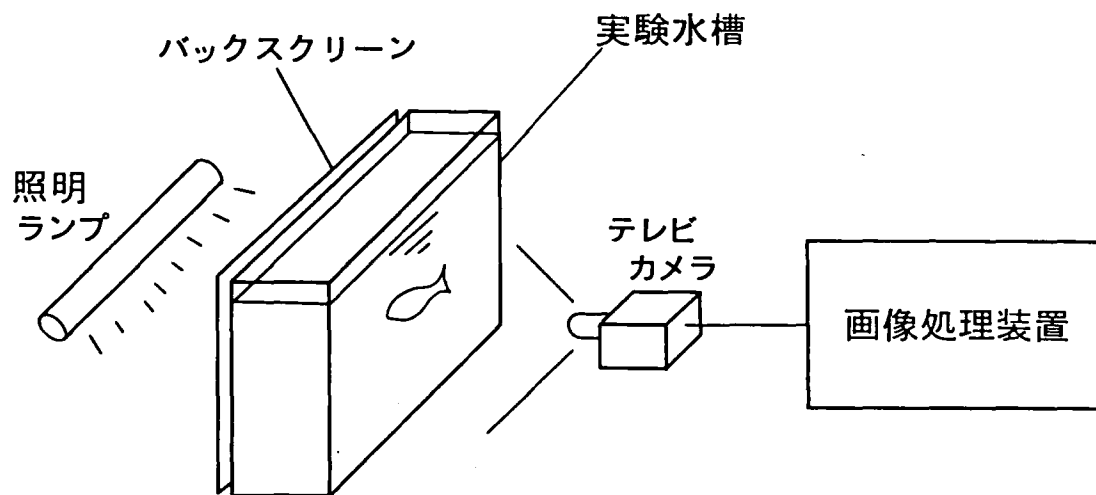
7.3 画像監視方法

水槽で飼育している魚類の行動パターンを定量的に計測することにより、急性毒物の存在を判定しようと試みた。急性毒物存在下の特徴的な行動としては、水面上に口を上げる¹³⁾“鼻上げ行動”や狂ったように泳ぎ回る“狂奔行動”などが知られている。このような行動の特徴を検知するために、魚の位置と速度とを画像計測する方式を考案した。工業用テレビカメラで撮像した映像信号から魚を画像認識し、行動パターンを評価するまでの画像処理フローを図7.3に示し、以下に手順を説明する。

1)ウィンドー設定

魚を飼育している領域の画像のみを画像処理できるように、あらかじめウィンドー(画像処理の対象となる領域)を設定した。

2)濃淡画像のデジタル化



(a) 画像解析システム

図7.1 実験装置の構成

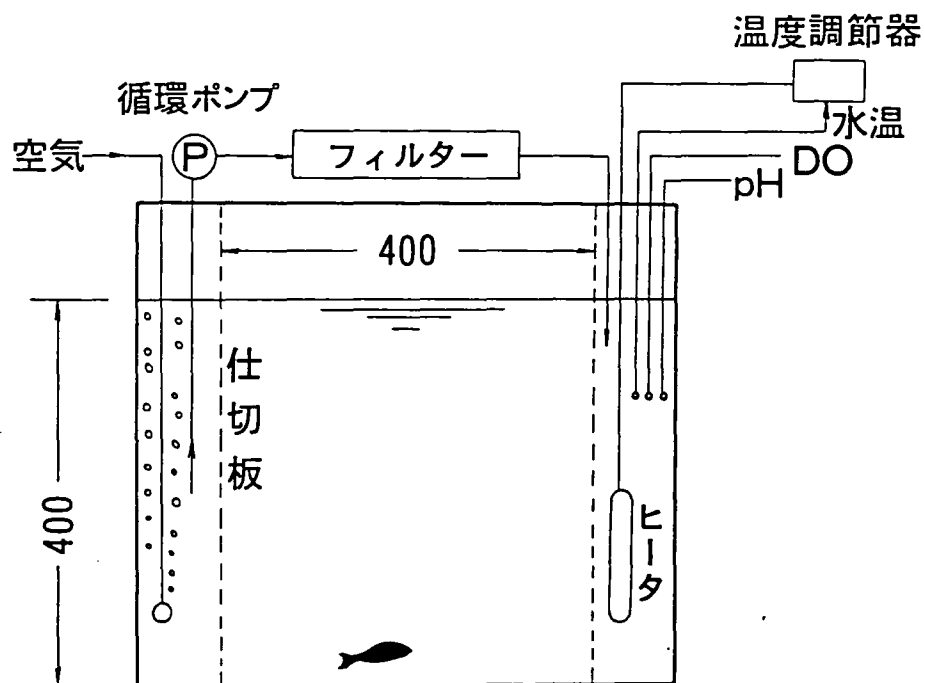


図7.2 飼育水槽の概要

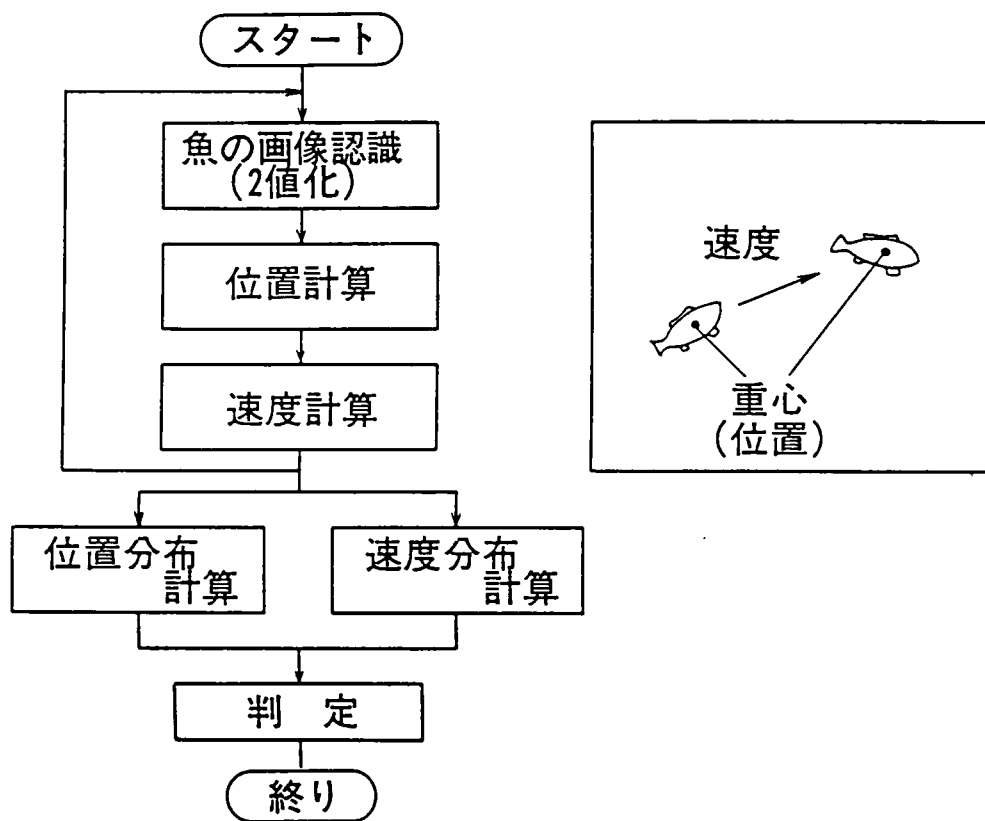


図 7.3 画像解析手順

画像処理では、画像の2次元的な広がり並びに明るさをデジタル化して取り扱うので、撮像した映像のアナログ信号をまずA/D変換(アナログ/デジタル変換：所要時間=0.017秒)し、デジタル化した濃淡原画像を濃淡画像メモリに格納した。画像を256画素(横：X座標)×240画素(縦：Y座標)の画素に標本化し、時刻tにおける各画素の輝度 $g(X,Y,t)$ を128段階に量子化した。本論文では画素及び座標の単位をピクセル(pixel)で表す。本研究の撮像条件では1画素の一辺の長さは約2.0mmに相当する。

3) 魚体の認識(2値化)

濃淡原画像から魚体を画像認識し、魚体を"1"(黒)、背景を"0"(白)に2値化した。魚体の認識法として固定2値化法及びヒストグラム2値化法を検討した。これら認識法に共通する2値化の演算は次式で定義される。

$$g(X,Y,t) > \theta \text{ のとき } b(X,Y,t) = 0 \quad \dots\dots\dots(7-1)$$

$$g(X,Y,t) \leq \theta \text{ のとき } b(X,Y,t) = 1 \quad \dots\dots\dots(7-2)$$

ここで、 $g(X,Y,t)$ ：時刻t,座標(X,Y)における濃淡原画像の輝度

$b(X,Y,t)$ ：時刻t,座標(X,Y)における2値画像の値

θ ：閾値

4) 重心計算

時刻tにおける魚体画像("1"の集合で表される)の重心座標 $W(X,Y,t)$ で魚体の位置を代表させ、時々刻々の座標を計算した。

5) 速度計算

3次元空間において時刻 $t=t_1$ 及び t_2 における魚の重心座標を、各々 $W_3(X_1,Y_1,Z_1,t_1)$, $W_3(X_2,Y_2,Z_2,t_2)$ とすると魚の移動速度 $V_3(t)$ (pixel/秒)は次式で表される。

$$V_3(t) = \frac{\sqrt{(X_1-X_2)^2 + (Y_1-Y_2)^2 + (Z_1-Z_2)^2}}{h} \quad \dots\dots\dots(7-3)$$

ここで、 $V_3(t)$ ：魚の3次元空間での移動速度(pixel/秒)

h：画像認識の時間間隔(秒)

本研究における画像処理は2次元画像を対象にするので、魚の移動速度を近似的に2次元方向の速度次式で計算した。なお、7.2.1節で述べたように水槽の奥行は薄めに設計しており、魚の奥行方向の移動は極めてまれであることを目視で確認した。

$$V_2(t) = \frac{\sqrt{(X_1-X_2)^2 + (Y_1-Y_2)^2}}{h} \quad \dots\dots\dots(7-4)$$

ここで、 $V_2(t)$ ：魚の2次元空間での移動速度(pixel/秒)

6) 画面更新

上記2)～5)の画像処理を所定の頻度で繰り返し実行した。

7) 位置分布の計測

魚が水槽内のどの位置にどのような頻度で存在したかを計測した。座標(X,Y)に魚が何

回いたかという頻度を位置分布とした。

8)速度分布の計測

魚の移動速度とその頻度を計測した。計測時間Tの間に、速度Vで移動した頻度を速度分布とした。

7.4 実験方法

7.4.1 供試魚類

飼育する魚類は一般的に原水に棲息する魚類が推奨されている。本研究では、浄水場で一般に飼育されており、かつ養魚場から入手容易なコイ(Cyprinus carpio), フナ(Carassius carassius buergeri), 及びタナゴ(Rhodeus osellatus osellatus)を実験に用いた。条件を表7.1に示す。

7.4.2 供試水

実験は、図7.2とほぼ同じ容積と水質の水槽で予め飼育しておいた魚類を実験用の水槽(図7.1)に移し、この水槽の環境に1日以上順応させて実験を開始した。被検水にはチオ硫酸ナトリウムを適量注入して予め残留塩素を除去した水道水(自家用水道水)を用いた。水温=20℃, pH=7.0~7.1, DO=7.1~7.6mg/ℓであった。水道水の水質を表7.2に示す。

また、濁りの影響を調べる目的でカオリン懸濁液(20~100mg/ℓ)による実験を行った。

7.4.3 使用薬剤

第1章の表1.5及び表1.3に示したように、水質事故の原因物質としてはシアンが多く、従来の実験例でもシアン化合物などを用いる場合が多い。そこで、本研究では毒物としてシアン化カリウムを用いた。

7.4.4 CN⁻の注入方法

CN⁻の溶解に際しては、まずCN⁻注入直前に魚を一旦引き上げて別水槽に戻し、その直後、約100mℓに溶解させたシアン化カリウム溶解液を実験水槽に注入して攪拌により均一に溶解させた。なお、直接注入する方式では水槽内におけるシアンの混合時間が問題になるが、予備実験において水槽内の水が約1分で混合されることを確認した。

ただし、魚の引き上げによる状況の変化を避けるため、第10章及び第11章では、シアン化カリウム溶解液を実験水槽の循環水に直接注入する方式とした。また、両注入方法は、10分の計測結果には差異が認められないことを予備実験で確認した。

表7.1 実 験 条 件

魚 種(学名)	体長(mm)	体重(g)
コ イ (<u>Cyprinus carpio</u>)	115~125	21.0~22.5
フ ナ (<u>Carassius carassius buergeri</u>)	92	10.0
タナゴ (<u>Rhodeus osellatus osellatus</u>)	75	4.0

表7.2 供試水の水質(単位：mg/l)

NH_3^+	NO_3^-	Ca	Mg	Fe	Cu	Mn	Zn	K^+
<0.1	<0.5	72.8	14.1	0.15	<0.05	<0.05	0.08	3.55

7.4.5 照明法及び画像監視法

1) 照明法

照明法として反射照明法と透過照明法とを検討した。

2) 画像認識法

反射照明法による魚類の画像認識方法として固定2値化法を検討し、透過照明法の場合には固定2値化法、及びヒストグラム2値化法を検討した。また、両照明法について、撮像した魚のヒストグラム(輝度頻度分布)を計測した。さらに、水の濁りが画像認識精度に及ぼす影響を調べるために濁度を3段階に設定した。

3) 画像監視周期

画像認識及び重心座標の計測頻度を1.0秒とし、1回の監視周期を10分(計測時間=9分、計測準備時間=1分)とした。統計的に信頼性の高い検知を行うには、監視周期が長い(母集団が大きい)ほど正確になるが、監視周期があまり長くなつては本来の早期検知の目的が達成されない。えら蓋の活動電位の変化で急性毒性を検知した松尾の報告⁵⁾では、最小の検知時間は10分であったので、これにならって10分を監視周期とした。画像認識回数は、 $9分 \times 60秒 / 分 \times 1回 / 秒 = 540回$ である。

7.4.6 実験方法

急性毒性物質が実際に浄水場に流入した事故では、上流では高い濃度が観測されるものの、拡散によって毒物濃度は極めて低い濃度になっている。例えば、昭和63年4月25日におきた埼玉県入間川におけるシアン流出事故では、上流では $8.8mg/l$ 、浄水場の取水口付近では $0.01mg/l$ のシアンが検出された。また、表1.2～1.4に示したように、従来の実験例では CN^- 濃度は $0.01 \sim 1.0mg/l$ である。同程度の検知性能を期待して、本章では CN^- 濃度を $0.1mg/l$ (水槽中の平均濃度)とした。ただし、飼育水槽にはフィルターろ過装置が設置されているため、溶解した CN^- の濃度はフィルター表面への吸着や微生物による分解などにより徐々に減少するもの考えられる。したがって、本研究で実験条件として示す CN^- 濃度は注入直後の濃度である。

水中に CN^- が溶解していない状態と、シアン化カリウムを微量溶解させた状態とにおいて、7.3節で説明した位置分布と速度分布とを計測した。なお、 CN^- 濃度の影響については、第9章及び第11章で調べる。

7.5 実験結果と考察

7.5.1 反射照明法による画像の2値化

反射照明法で撮像して得られたコイの濃淡原画像(ウィンド-内の画像)の例を図7.4(a)に示す。ここに例示するように腹部が反射するなど同じ照明条件下でも魚体の輝度が変化した。図7.4(b)は濃淡原画像(a)のヒストグラム(輝度頻度分布)を示す。ヒストグラム

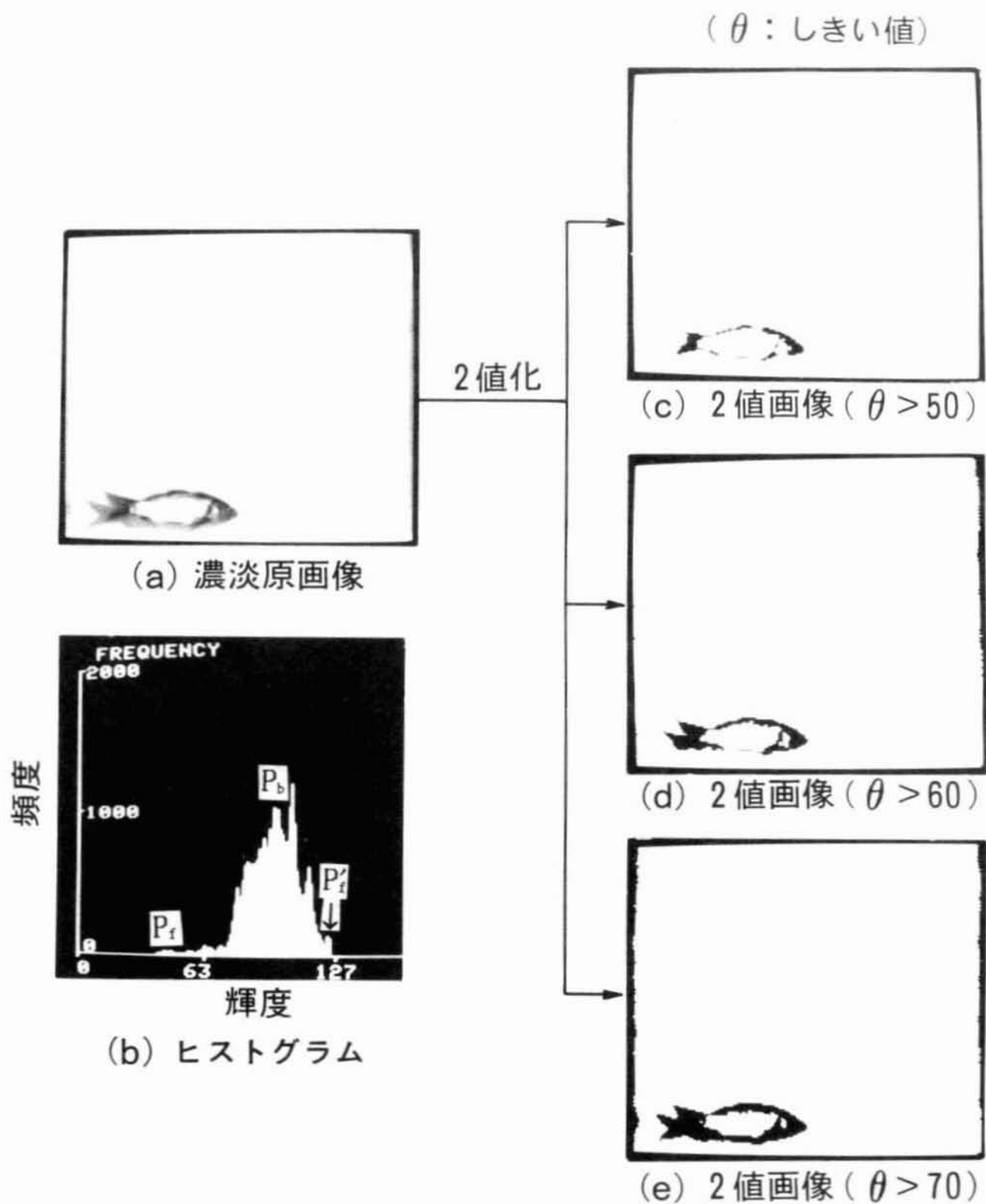


図7.4 反射照明法による2値化

とは輝度(横軸)に対して、その輝度の画素が出現する頻度(縦軸)で整理したグラフである。図 7.4 (b)のヒストグラムにおいてピーク P_f は魚体の輪郭部を表し、ピーク P_b は背景及び魚体の腹部を表す。図 7.4 (a)を 2 値化した結果、図 7.4 (c)(d)(e)に示すように魚形の輪郭部のみしか抽出できず、反射照明法による画像の 2 値化は実用的でないことが明らかになった。

7.5.2 透過照明法による画像の 2 値化

透過照明法により得られた濃淡原画像を図 7.5 (a)に、ヒストグラムを(b)に示す。図 7.5 から明らかなように、 P_f と P_b とは明確に分離した。すなわち、透過照明法では後方から一様な輝度で照明され、魚体の部分だけが光を透過させないので魚体の輝度は低く、逆に背景の輝度は一様に高くなる。また、ひれの部分は P_e に示すように中間の輝度になる。背景の照度は反射照明法では $2,620 \text{ lx}$ であったが、透過照明法では 10 分の 1 以下の 227 lx であったことから、透過照明法は反射照明法に比べて

- (i) 照明による魚の影ができない
- (ii) うろこの反射がない
- (iii) 照度が低いので魚類に与えるストレスが小さい

などの特長がある。

次に、図 7.5 (b)において P_f と P_b との間に閾値を設定し、図 7.5 (a)を 2 値化して図 7.5 (c)(d)(e)及び(f)を得た。このように、閾値が低ければ図 7.5 (c)に示すように魚体のみが抽出され、逆に高ければ図 7.5 (f)に示すようにひれも含めて抽出された。この時、魚体及びひれを抽出できる閾値が 25 から 50 までと広いことから、魚を 2 値化により安定して抽出できることが示唆された。

図 7.5 (b)のヒストグラムをさらに詳細に調べるために、図 7.6 (a)に示す領域のヒストグラムをとって(b)を得た。このヒストグラムを図 7.5 (b)と比較すると、 P_f と P_b とはより明確に分離されたことがわかる。ここで、 P_e で示す中間輝度の部分を調べるために、輝度が 25 より高く 50 未満の部分抽出して図 7.6 (c)を得た。図 7.6 (c)から P_e はひれと魚体の輪郭を表すことが明らかになった。したがって、魚体のみを抽出する場合には閾値を 25 に設定すればよい。閾値 25 はヒストグラムが P_f から P_e に移行してほぼフラットになる輝度であるので、この輝度を閾値として選べば背景輝度の変化にかかわらず魚体のみを 2 値化できるものと思われる。

7.5.3 ヒストグラムに着目した 2 値化方法¹⁴⁾

7.5.2 節の結果に基づいて、ヒストグラムに着目した 2 値化方法を次のように行った。図 7.6 (c)にならってヒストグラムを模式的に図 7.7 に示す。透過照明法を採用すれば魚は常に暗い物体として撮像されるが、魚の投影面積は魚の向きによって異なるので、投影面積の最小面積を f_p として設定した。この時の輝度を θ_f として、この 1.5 倍の $1.5\theta_f$ までを検索した。この中で最小の頻度値をとる輝度を 2 値化のしきい値とした。7.5.4

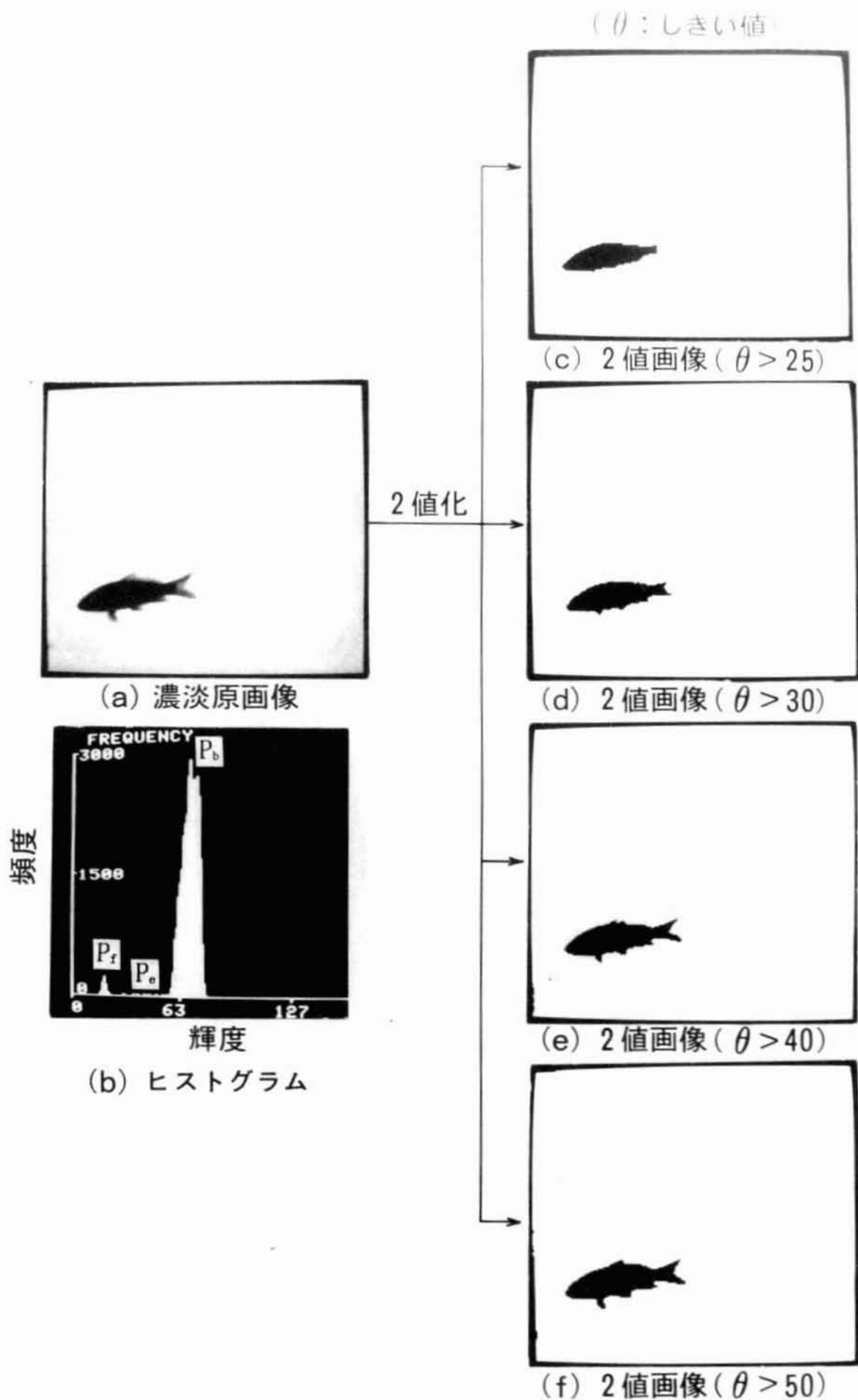


図7.5 透過散乱照明法による2値化

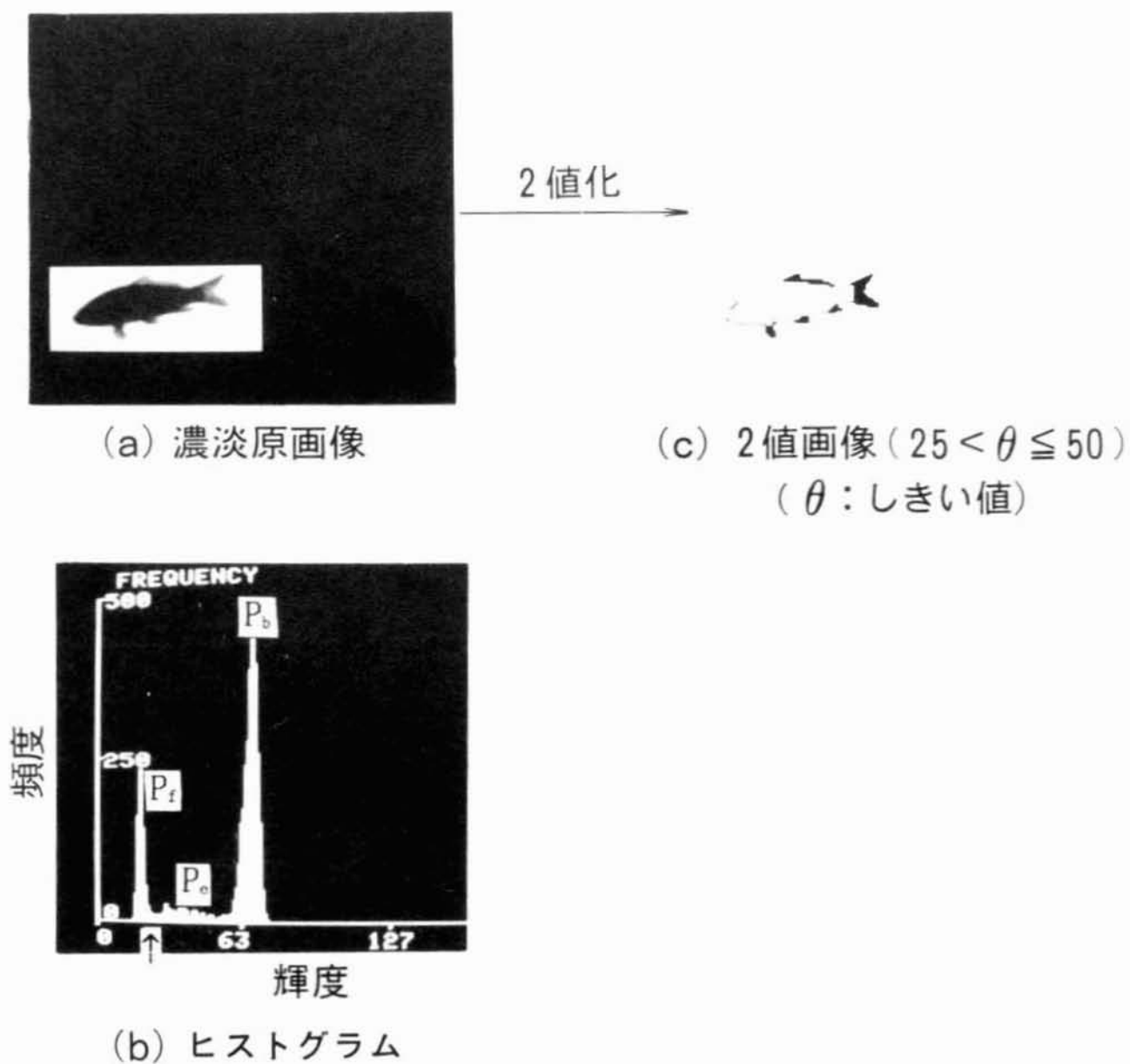


図7.6 魚体画像のヒストグラムと中間輝度の抽出

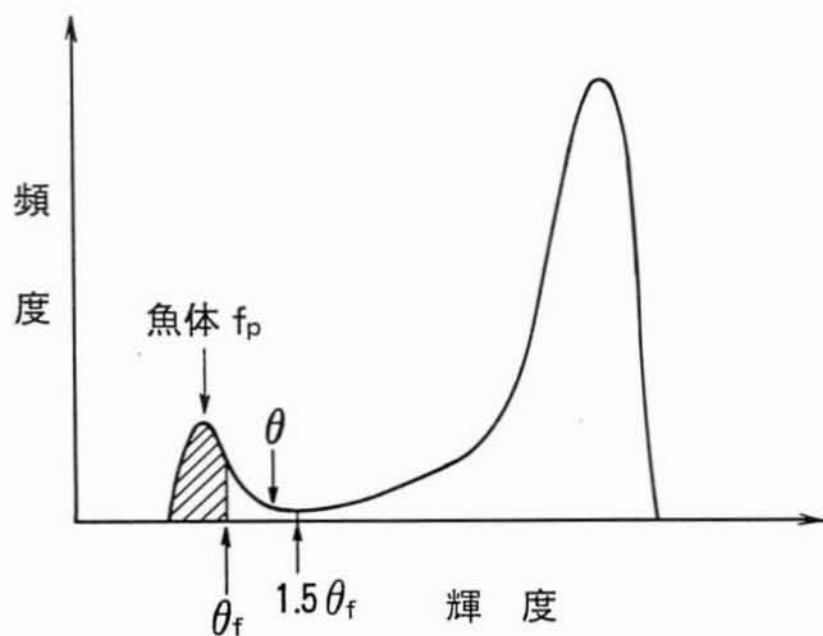


図7.7 ヒストグラムに着目した2値化

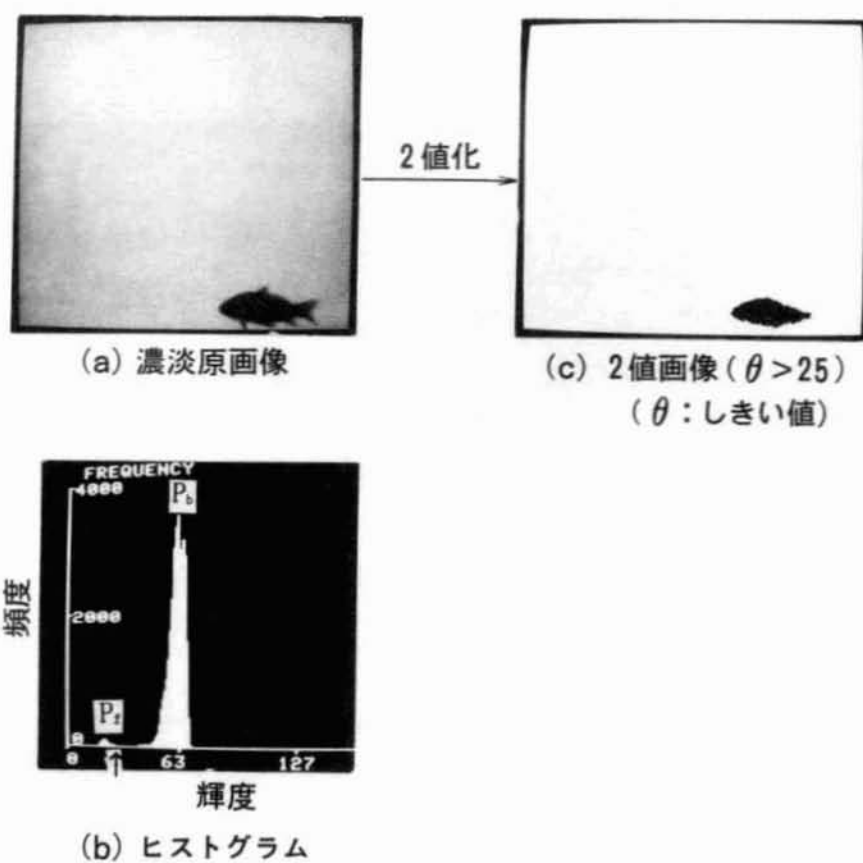


図7.8 濁度=20mg/lでの2値化

節以降ではこの方法により実験した結果について説明する。

7.5.4 画像認識精度に及ぼす濁度の影響

魚類を目視で観察する現状の方法では、濁度が100度を越える場合にはあらかじめ濁りを除去するろ過装置を水槽の前段に設置する¹⁵⁾場合が多い。しかし、濁りは完全には除去できないので、魚類を用いた急性毒物検知法では濁った水に対しても適用可能なことが必要である。従来の方法では、濁った水の場合も含めて検討した例は少なく、特に光電管を用いる方法では濁度の影響は無視できないものと類推される。そこで濁った水に対して画像処理の適用可能性を検討した。

濁度が10mg/ℓ、50mg/ℓ及び100mg/ℓの場合の画像の2値化結果を、各々図7.8、図7.9並びに図7.10に示す。4.1.2節で説明した方法で魚体を2値化した結果、図7.8～10の各(b)に示すように魚体を常に抽出できることを確認した。このように、飼育水槽に供給する被検水が濁っていても、ヒストグラムに着目した2値化法により魚体を画像認識できることを明らかにした。なお、図7.8～図7.10から明らかなように、水が濁った場合にはひれは見えなくなるので、濁度が低い場合にも魚体の部分だけを認識することにした。

7.5.5 行動パターンの画像監視結果及び考察

画像認識法として7.5.3節で説明したヒストグラム2値化法を適用し、7.3節で説明した画像監視法でコイ(*Cyprinus carpio*)、フナ(*Carassius carassius buergeri*)及びタナゴ(*Rhodeus osellatus osellatus*)の行動パターンを監視した。シアン化カリウムを CN^- で0.1mg/ℓ溶解させる前後で実験した。

コイの行動パターンを画像監視した結果を図7.11に示す。ここで、左列の位置分布に示す四角の白点は1秒毎の魚体の重心座標を表す。図7.11より明らかなように、正常な場合におけるコイの水深方向の位置分布は水底付近に集中したが、 CN^- 存在下では水面近くに上昇する頻度が増加した。なお、時刻0～19分の位置分布において白点が連続しているのは、コイが緩やかに移動したことを示す。このように、位置分布の変化から”鼻上げ行動”を検出できることが確認された。一方、速度分布については水質が正常な場合には動きが緩やかであったが、 CN^- 注入後には時間経過と共に早く移動する頻度が増加した。特に、時刻20～29分では50pixel/秒前後の速度が認められた。

続いて、フナの場合の結果を図7.12に示す。位置分布については、コイと同様に CN^- 注入時には白点が水槽全体あるいは水面近くに集中した。速度分布については、水質が正常な場合には動きが緩やかであったが、 CN^- 注入後には時間の経過と共に早く移動する頻度が増加した。特に、時刻20～29分では100pixel/秒以上の速度が認められた。このように速度が増加する一方で、位置分布において白点が水槽全体に出現したことを含めて考えると、これら位置分布と速度分布の変化は”狂奔行動”を示したものと解釈された。

図7.13にはタナゴの場合の結果を示す。位置分布については、魚が水面近くに上昇する現象はコイ、フナと共通であった。また、速度分布については僅かであるが150pixel

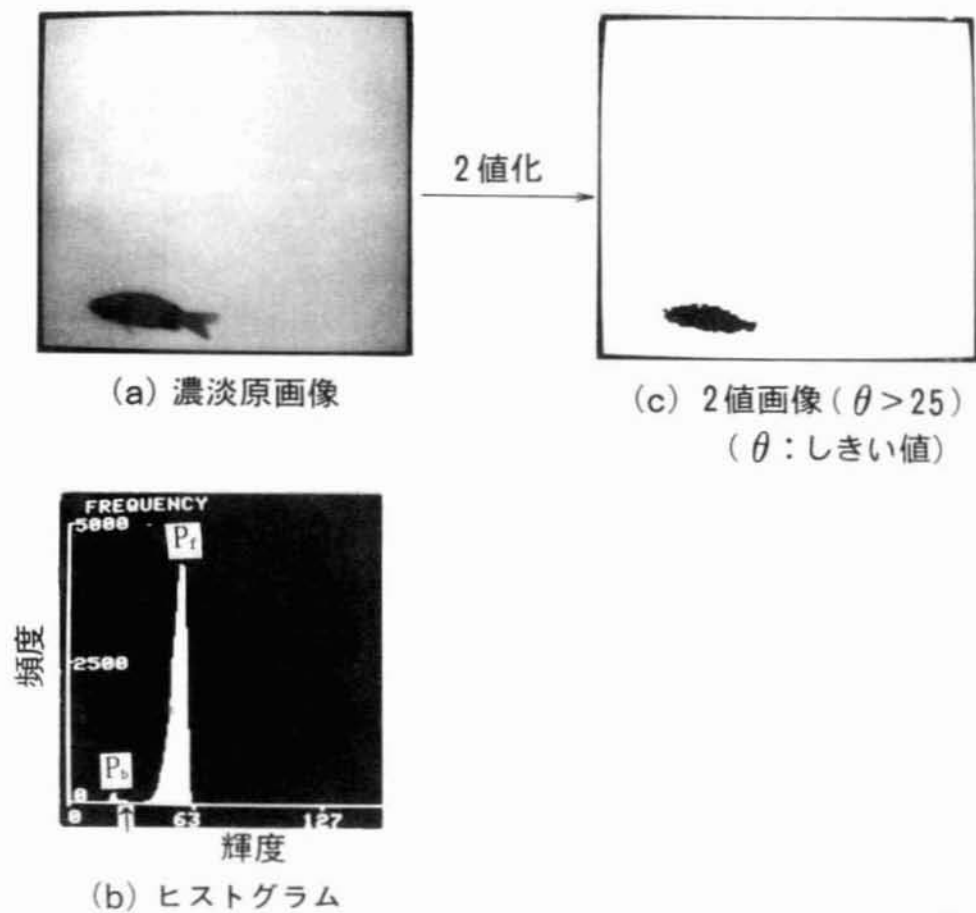


図7.9 濁度=50mg/lでの2値化

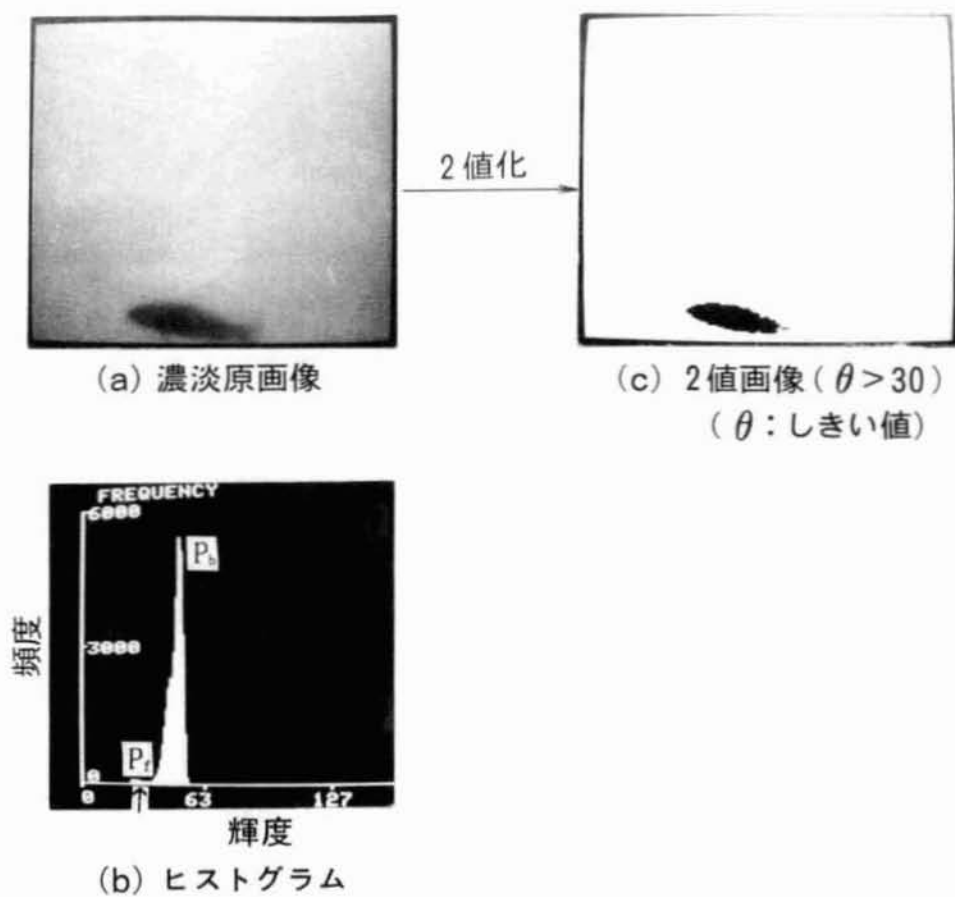
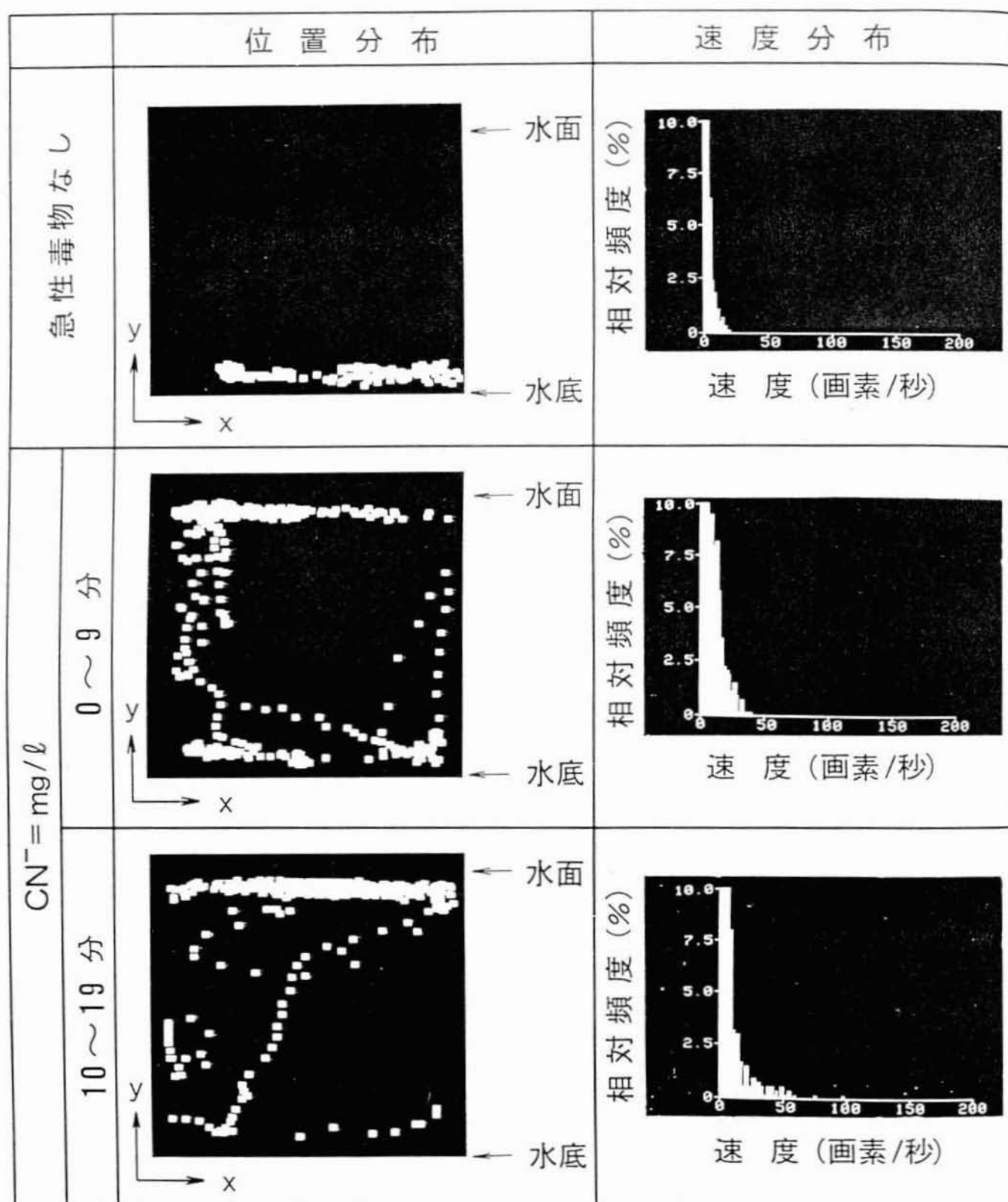
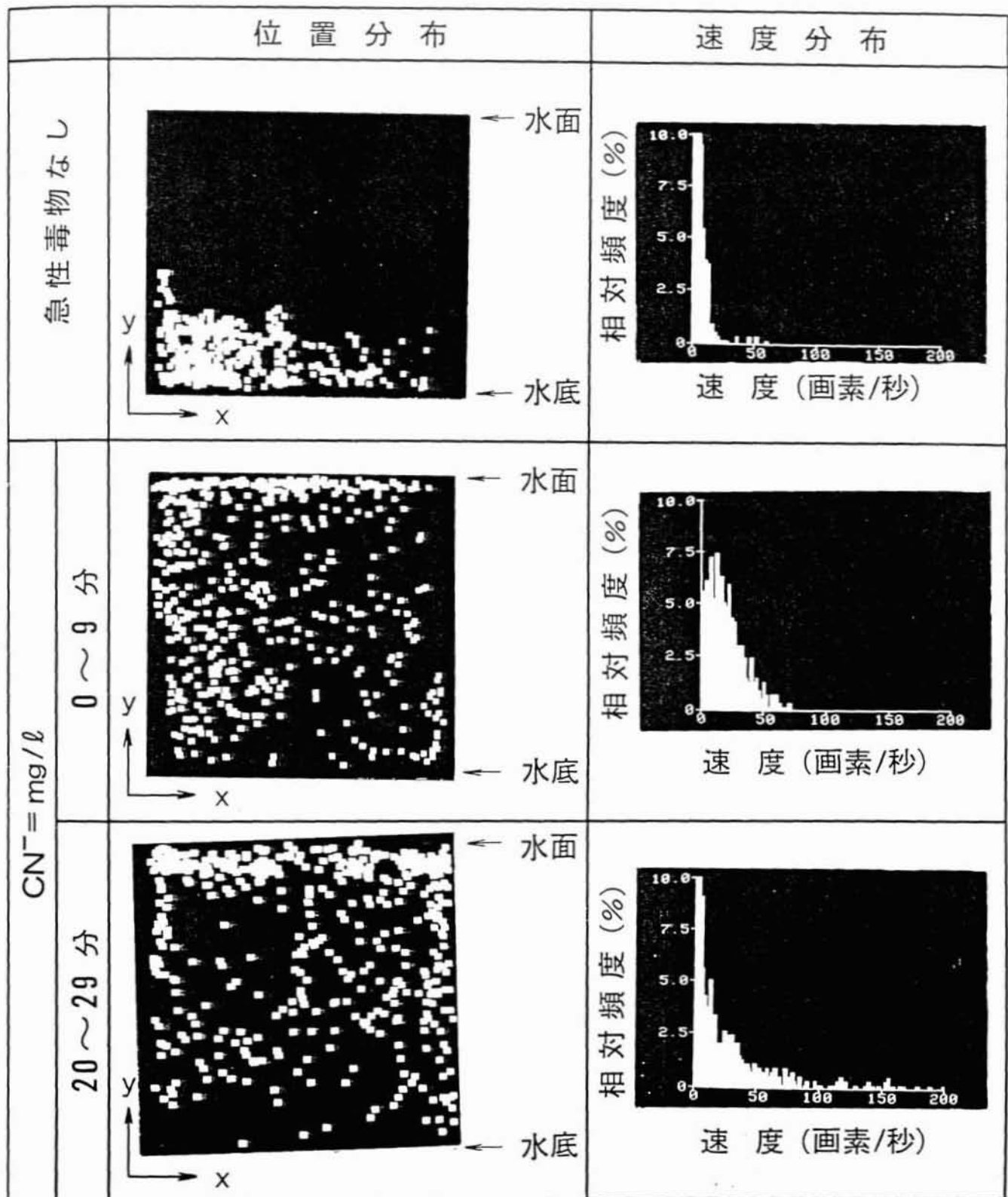


図7.10 濁度=100mg/lでの2値化



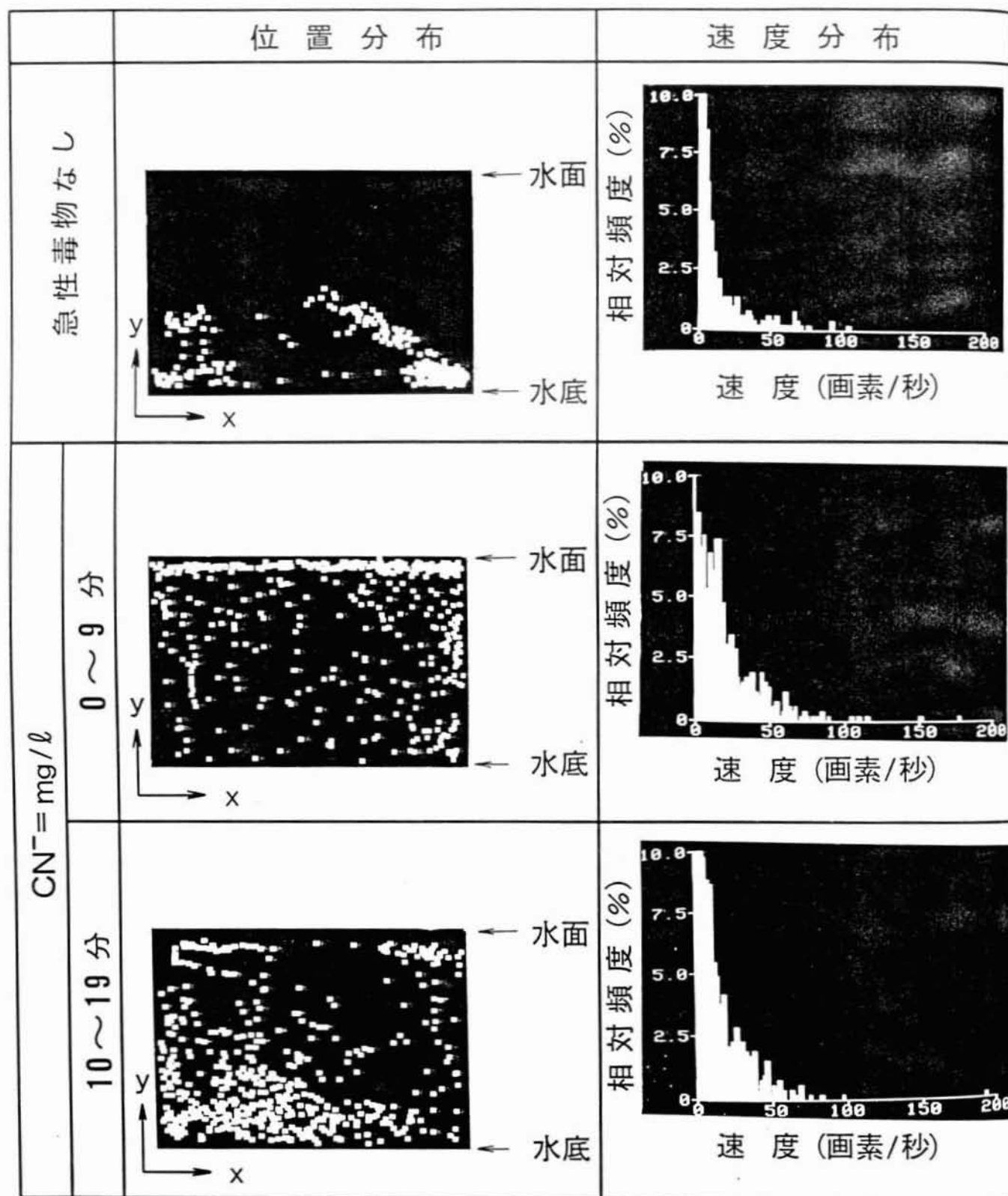
(1画素 = 2.03 mm)

図7.11 行動パターンの画像監視結果(コイ)



(1画素 = 2.03 mm)

図7.12 行動パターンの画像監視結果(フナ)



(1画素 = 2.03mm)

図7.13 行動パターンの画像監視結果(タナゴ)

／秒以上の速度が認めれた。

このように，“鼻上げ行動”や初期の“狂奔行動”を画像監視できることが確認された。なかでも位置分布についてはCN⁻注入前後との間に明確な差が認められた。明確な“鼻上げ行動”以外にも位置分布の変化については、グッピー(*Poecilia reticulata*)¹⁶⁾についての目視測定結果が知られている。以上の結果から、位置分布や速度分布の時間的な変化に着目すれば、急性毒物の存在を約10分で検知できる可能性が見い出された。

7.6 結 言

浄水場における急性毒性物質の検知を目的とし、淡水魚の照明方法、画像認識法及び自動監視法を検討して以下の結果を得た。

- 1) 飼育水槽の後方から光散乱板を介して照明する透過照明法を採用して、淡水魚の安定した画像認識を可能にした。(7.5.1～7.5.2節)
- 2) 魚体の画像認識法としてヒストグラムに着目した魚体抽出法が有効であることを明らかにした。(7.5.2～7.5.3節)
- 3) 透過照明法とヒストグラムに着目した2値化法とによる画像認識法は濁度が100mg/ℓ以下では影響を受けないことを確認した。(7.5.4節)
- 4) 水槽内における淡水魚の位置分布と速度の頻度分布とを用いて、淡水魚の行動を画像監視する方式を考案した。(7.3節及び7.5.5節)
- 5) コイ、フナ及びタナゴを用いた実験により、位置分布と速度分布が急性毒物の有無(CN⁻=0.1mg/ℓ)によって異なることを見い出した。(7.5.5節)

以上の結果から、魚の行動を画像監視して急性毒物を検知できる可能性が見出された。

7.7 参考文献

- 1) 日本水道協会：水道維持管理指針, p35(1982)
- 2) Spoor, W.A., Neiheisel, T.W., Drummond, R.A.: An Electrode Chamber for Recording Respiratory and Other Movements of Free-swimming Animals, *Trans. Amer. Fish. Soc.* No.1, pp.22-28(1971).
- 3) Morgan, W.S.A.: An Electronic System to Monitor the Effects of Changes in Water Quality on Fish Opercular Rhythms, *ASTM.*, pp.38-55(1977).
- 4) Morgan, W.S.A.: Fish Locomotive Behavior Patterns as a Monitoring Tool, *Jour. WPCF.*, 51, 3, pp.580-589(1979).
- 5) 松尾雄三：フナのえら蓋の活動電位による急性毒性の監視実験，水道協会雑誌，第54巻，第10号（第613号），pp.17-25.(昭60.10)
- 6) 松尾雄三，山田要，淡路和夫：魚類を用いた原水有害物質監視装置及びその実験，用水と廃水，23, 12, pp.14-23(1981).

- 7)Waller,W.T.,and Cairns,J.Jr. : The Use of Fish Movement Patterns to Monitor Zinc in Water,Water Res.,Vol.6,pp.257-269(1972).
- 8)中村文雄：魚類の行動変化に基づく水質の常時監視方法に関する基礎的研究(Ⅰ),水道協会雑誌,第54巻,第1号(第604号), pp.17-26(1985).(昭60.1)
- 9)中村文雄：魚類の行動変化に基づく水質の常時監視方法に関する基礎的研究(Ⅱ),水道協会雑誌, 54,8(No.611),pp.12-23(1985).
- 10)田沢紀陽,井部寿生：魚類を利用した水質連続監視装置の実験例, 全国水道研究発表会, pp.339-341.
- 11)高野英彦：形状パターンの認識技術, pp.57~60, 産業調査会(1984)
- 12)小林芳樹,奥山良幸,折田三弥彦,浅田和佳,藤原和起(1985) 汎用画像認識解析装置 "HIDIC-IP",日立評論,67,No.9,pp.63-66.
- 13)橋本徳蔵：水道原水監視用の魚類についての考察, 日本水処理生物学会誌,Vol.6,No.1, pp.1-6 (1961).
- 14)田村秀行：コンピュータ画像処理入門, 総研出版, p27 (1985)
- 15)日本水道協会：上水試験方法, p553(1970)
- 16)宮下衛：殺虫剤によるグッピー稚魚の行動変化, 日本公衆衛生雑誌, Vol.31,No.8, pp.363-366(1984)

第8章 行動パターン解析に基づく急性毒物 判定法

第 8 章

行動パターン解析に基づく急性毒物判定法

概 要

急性毒物存在下における魚類の鼻上げ行動を判別するために、所定の期間において1尾の魚が水面近くに位置する割合を”鼻上げ行動指標”と定義する。この指標を適用して、 $CN^- = 5.0 \sim 0.05 \text{ mg/l}$ におけるコイの行動パターン変化を識別できることを明らかにする。本章の結果では、 0.1 mg/l 以上の CN^- の検知時間は10分と期待された。

8.1 緒 言

第7章では、飼育水槽中の魚類を画像認識してその位置情報及び速度情報から行動パターンを把握し急性毒物の存在を検出する方式を提案した。さらに、代表的な3種(フナ、コイ、タナゴ)の魚類について、 CN^- 注入前後の行動パターンに明確な差があることを見出したが、この差に基づきいかにして警報を出すかについては定量的に検討されていなかった。

急性毒物流入時に自動的に警報を発し得るシステムを開発するためには、急性毒物の有無による魚類行動の差を定量的に識別できる判定方法の確立が不可欠となる。そこで、本章では第7章で提案した画像計測手法で実験し、この判定方法について検討する。供試魚は本章ではコイ(*Cyprinus carpio*)を用いる。第7章では、位置分布と速度分布とに着目した行動解析法を提案したが、予備実験の結果、 CN^- 注入前後の速度分布の差は必ずしも明確ではなく、一方、位置分布の変化は常に顕著であった。そこで、判定方法をできるだけ単純化することをねらって位置分布のみに着目して解析した。さらに、本章では、シアン濃度の影響を調べた。

8.2 実験装置、材料及び方法

8.2.1 実験装置及び材料

実験装置は、第7章の図7.1及び図7.2と同じであるので説明を省略する。供試魚はコイ(*Cyprinus carpio*)を用い、第7章と同様に、画像監視する水槽とほぼ同じ条件の水槽で予め飼育した後、実験用の水槽に移し、この水槽の環境に1日以上順応させて実験を

開始した。供試魚の条件を表 8.1 に示す。実験時の溶存酸素濃度は 8.7~9.2mg/ℓ, pH は 7.8~7.9, 温度は 17~20℃ であった。供試水としては前章同様, 予め残留塩素を除去した水道水を用い, 急性毒性物質としてはシアン化カリウムを用いた。

8.2.2 画像監視方法

第 7 章で示した, 透過照明法を適用し, ヒストグラムに着目した 2 値化法により魚の画像を 2 値化した。2 値化した魚体の 2 次元画像からその重心座標 $W_z(X, Y, t)$ を計算し, 時刻 t における魚体の位置を代表させた。画像認識及び重心座標の計測頻度は, 前章同様 1 回/秒とし, 1 回の監視周期を 10 分(計測時間=9 分, 計測準備時間=1 分)とした。

8.2.3 位置分布の評価方法

1 秒毎に得られた重心座標 $W_z(X, Y, t)$ の時系列集合から水深方向 Y の頻度分布を求めた。水深方向の座標を $Y_p(\text{pixel})$ とし, さらに 5 pixel 毎に分級して i 分級目の座標を新たに Y_i とした。つまり, Y_i は約 10mm を 1 分級とする離散的座標である。 t を監視の時間とし, 水深 Y_i に魚が位置した頻度を相対度数(%)で表し, $F_w(Y_i, t)$ と記述した。

水深方向の頻度分布 $F_w(Y_i, t)$ はベクトル量であるので, これから直接的に魚の位置を評価することはできない。そこで, 水深方向の位置分布をスカラー量として評価するために, 図 8.1 に例示(CN^- 存在下の代表的な分布を示す)するように, 所定的水深 Y_c より浅い所($Y_1 \leq Y_i \leq Y_c$)に魚が位置した割合を $R_w(Y_c, t)$ で表し, (1)式で計算した。以下, Y_c を " 鼻上げ判定座標", $R_w(Y_c, t)$ を " 鼻上げ行動指標" と呼称する。

$$R_w(Y_c, t) = \frac{\sum_{Y_i=Y_1}^{Y_c} F_w(Y_i, t)}{100} \dots\dots\dots(8-1)$$

ここで, $R_w(Y_c, t)$: 鼻上げ行動指標(—)

$F_w(Y_i, t)$: 水深方向の位置分布(%)

Y_i : 水深方向の座標 (1 単位は約 10mm)

Y_c : 鼻上げ判定座標

Y_c が水面近くの座標で, かつ R_w 値が大きい場合には, 魚が水面近くに高頻度に位置することを表す。したがって, R_w 値は, 魚が鼻上げ行動を呈する場合には大きな値をとるものと予想した。

8.2.4 実験方法

急性毒物が存在しない条件でのコイの水深方向位置分布 $F_w(Y_i, t)$ を把握するために, 連続計測実験を実施した(Run 1)。続いて, 水中に CN^- が溶解していない状態を 1 時間計測し, 続いて CN^- を 5.0~0.05mg/ℓ 溶解させた状態を 1 時間計測した(Run 1-5)。

また, 低濃度域での再現性を調べるために 0.1mg/ℓ については追加実験を 1 回(Run 6),

表8.1 実験条件 (コイ, *Cyprinus carpio*)

Run No.	1	2	3	4	5	6	7	8
体 長 (mm)	120	110	120	115	110	125	110	120
体 重 (g)	24.7	24.0	23.5	23.0	22.5	23.0	23.0	24.0
CN ⁻ 濃度 (mg/ℓ)	5.0	1.0	0.5	0.1	0.05	0.1	0.05	0.05

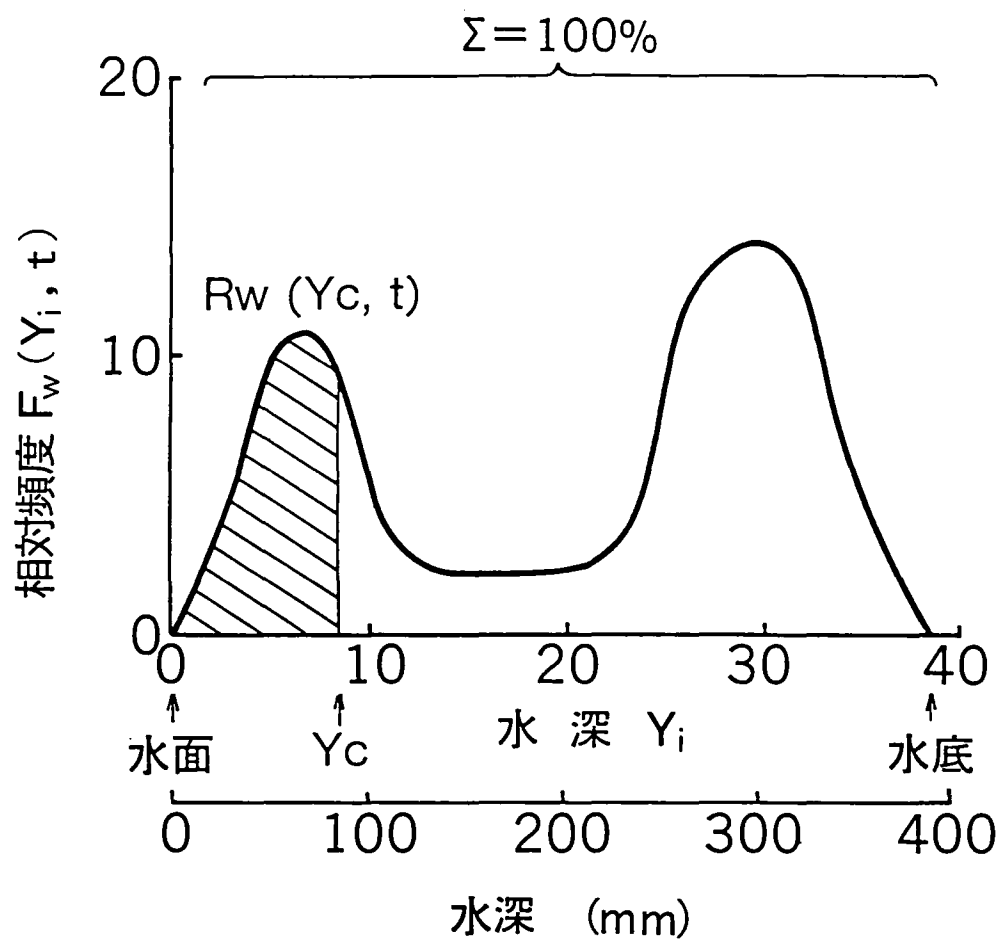


図8.1 鼻上げ行動指標 $R_w(Y_c, t)$ の考え方

0.05mg/ℓ については2回(Run 7,8), 各々実施した。

8.3 実験結果と考察

8.3.1 急性毒物が存在しない条件での位置分布

1尾のコイの位置分布を54時間計測した結果を図8.2(a)~(c)に示す。特に、図8.2は、鼻上げ判定座標 Y_c が $R_w(Y_c, t)$ に及ぼす影響を表す。図8.2の中で観察された位置分布を、代表的な4つのパターンに分類すると、図8.3(a)~(d)(各々の時間は図8.2(a)のa,b,c,dに対応する)となる。さらに、図8.3の位置分布を要約すると次の(i)~(iii)となる。

- (i)水槽下部に位置する……………図8.3(a)
- (ii)水槽を上下に遊泳する……………図8.3(c),(d)
- (iii)水槽の上部に位置する……………図8.3(b)

実験期間中で最も出現頻度が高いパターンは(i)であり、(ii)または(iii)の出現頻度はまれであった。鼻上げ行動と誤認する可能性があるパターンは(iii)であり、 $Y_c=10$ を選べば図8.2(c)のbに示すような高い値が認められるが、ピークbは図8.2(a)(b)には観察されていない。このことは、コイが水深70~100mmに位置した頻度は高いが、0~70mmに位置した頻度は0であることを表している。このことは図8.3(b)からも明らかである。

実験期間全般についてみると、図8.2(a)及び(b)から明らかなように、 $Y_c=5\sim7$ (水深が50~70mm未満)の場合の R_w 値は高々0.15と低い値であった。すなわち、通常は魚が水面近くに浮上することはまれであるといえる。

8.3.2 急性毒物存在時の目視観察

CN⁻を5.0~0.05mg/ℓで5段階に設定した実験において、目視で観察された行動パターン¹⁾の特徴を表8.2に示す。これらの観察結果の時間的な出現過程を図8.4に示す。図8.4から明らかなように、表8.2に示す L_1 から L_4 までの行動パターンは時間を追って順次出現し、その出現時間はCN⁻濃度に依存していることがわかる。この中で、 L_1 の行動パターンはCN⁻濃度にかかわらず10分以内で観察されたが、 L_2 の鼻上げ行動は10ないし30分を要した。 L_3 及び L_4 の行動パターンはCN⁻濃度が低い程出現時間が遅くなった。

8.3.3 急性毒物存在時の位置分布

Run 1~5 の位置分布 $F_w(Y_i, t)$ の経時変化を図8.5に示す。図8.5から明らかなように、CN⁻=5.0~0.1mg/ℓでは10分後に水面近くにピークが出現し、CN⁻=0.05mg/ℓでは50~60分後にピークが出現した。目視による観察結果(表8.2,図8.4)と比較すると、この特徴は L_2 の場合に相当する。一方、画像計測では9分間計測して積算した結果

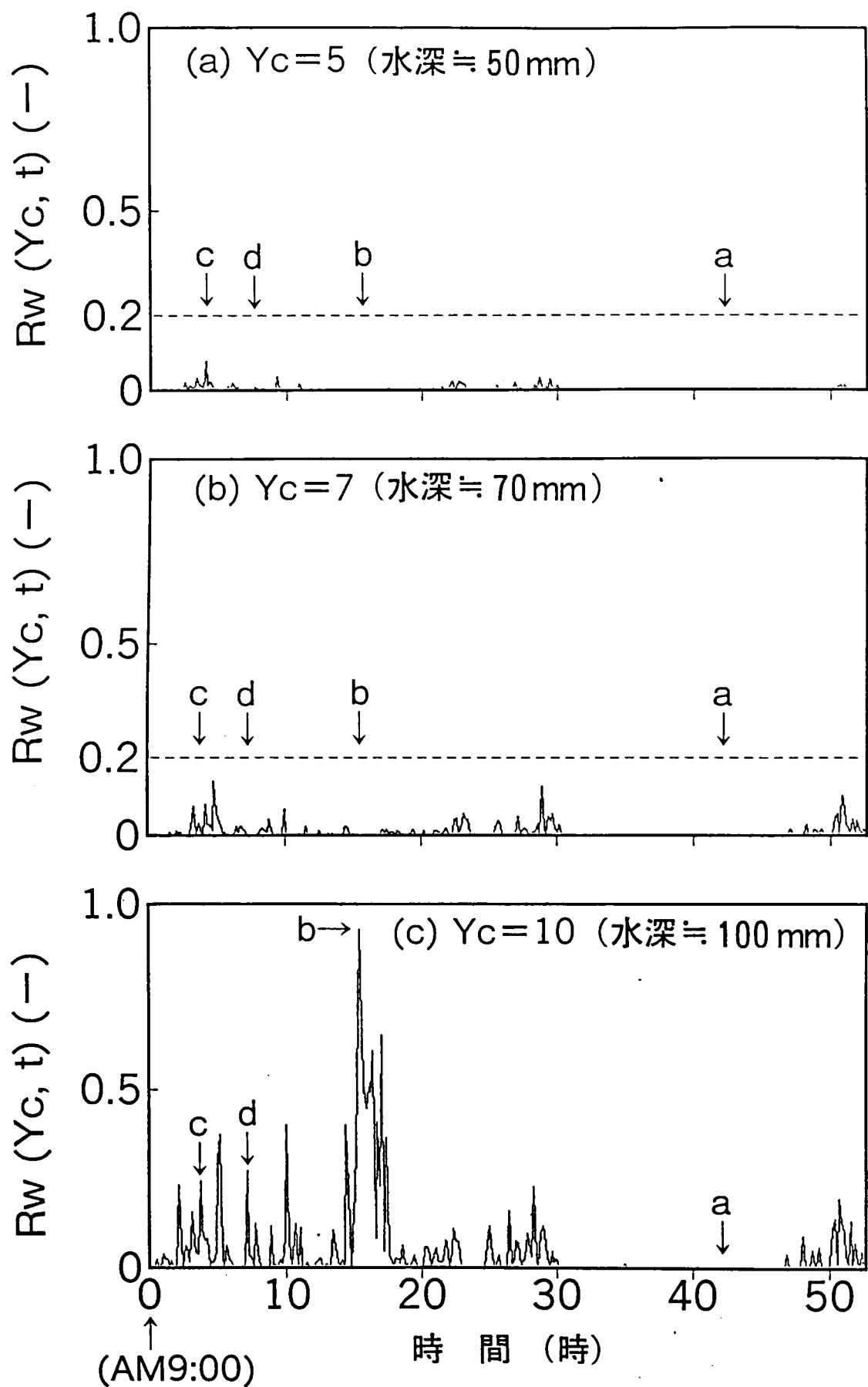
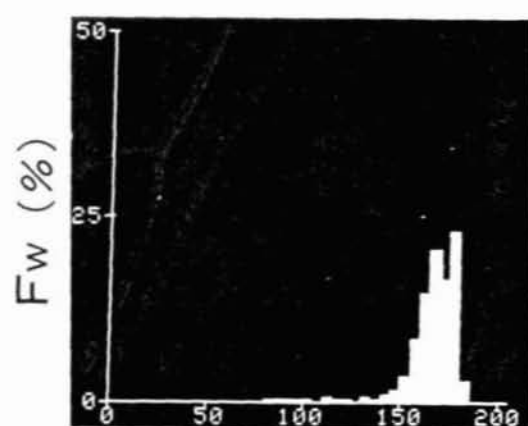
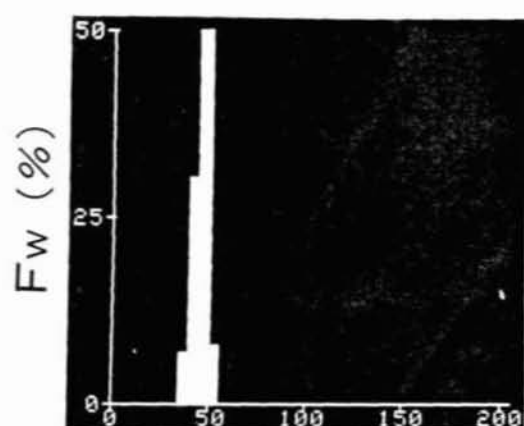


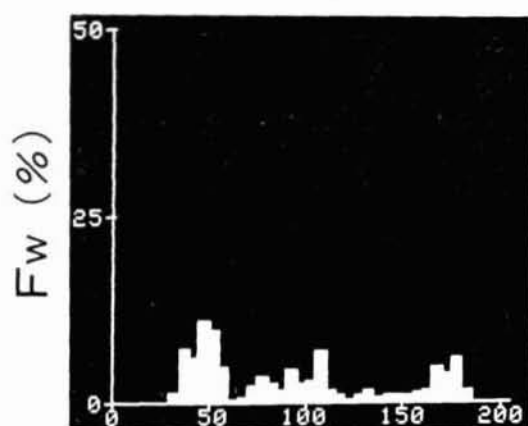
図8.2 R_w 値の経時変化 (急性毒物なし)
(a~d の位置分布を図8.3 に示す)



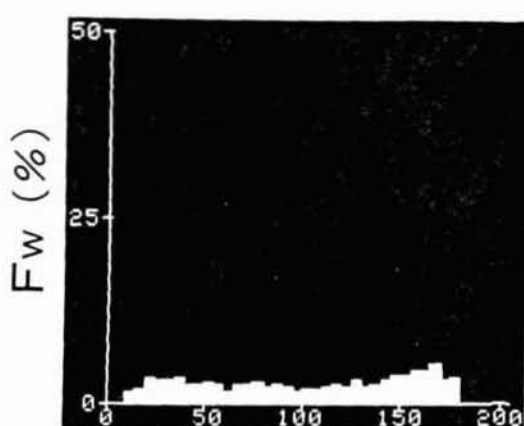
Y_p (pixel)
(a)



Y_p (pixel)
(b)



Y_p (pixel)
(c)



Y_p (pixel)
(d)

図8.3 代表的な位置分布 (急性毒物なし)

((a)~(d)は図8.2 のa~dに対応する)

表8.2 CN^- 存在下におけるコイの行動パターン

レベル	目 視 観 察 結 果
L_1	水槽内を上下左右に動く
L_2	平行感覚を失い，水面近くに浮上する．また，水槽内を動き回る
L_3	時々水槽底部に沈み，ゆっくりと水槽内を動き回る
L_4	水槽底部に横転し，時々，激しく動く
L_5	水面または水底で停止する

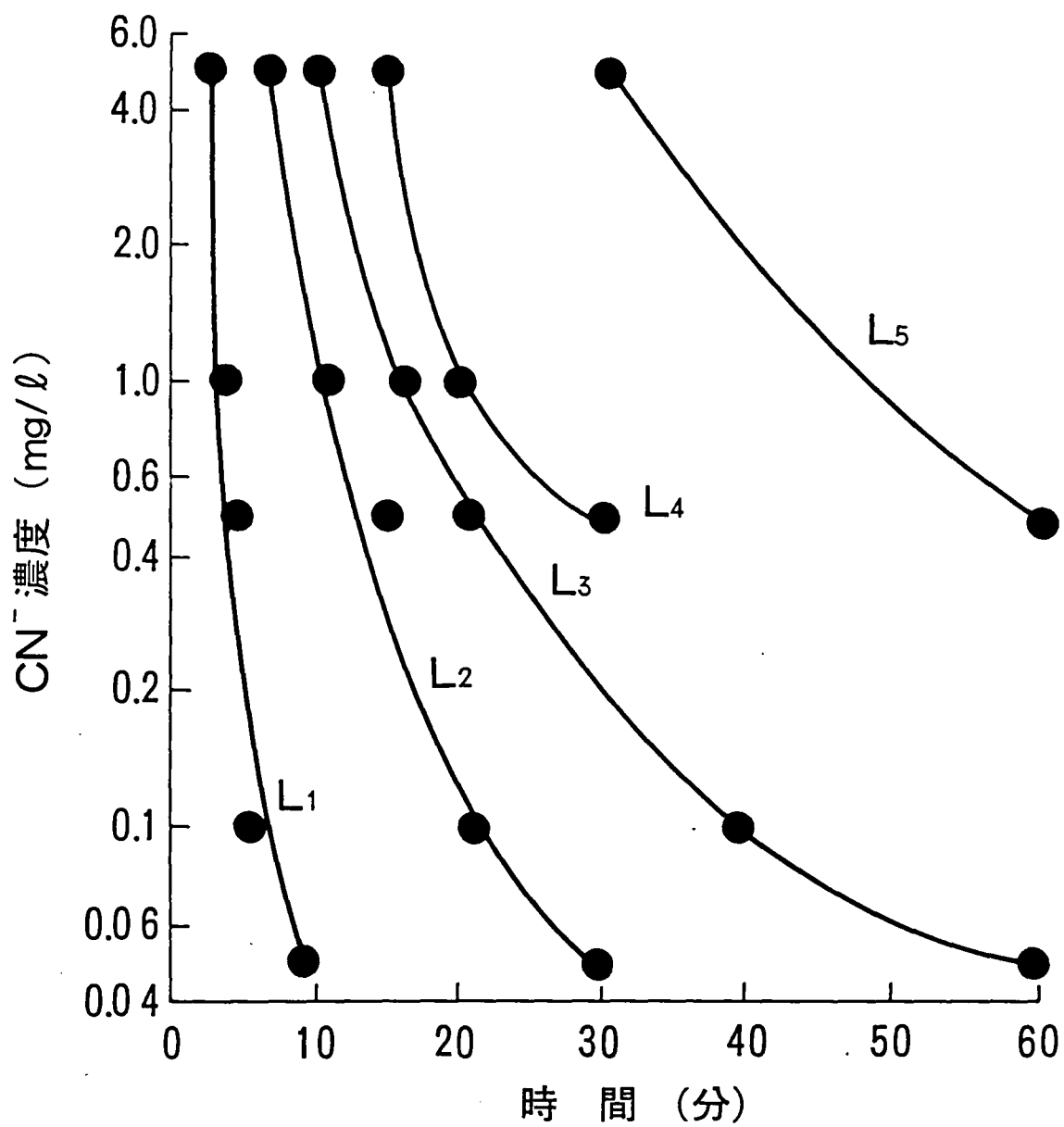


図8.4 行動パターン変化の目視観察結果
($L_1 \sim L_5$ は表 8.2 に示すパターンに対応する)

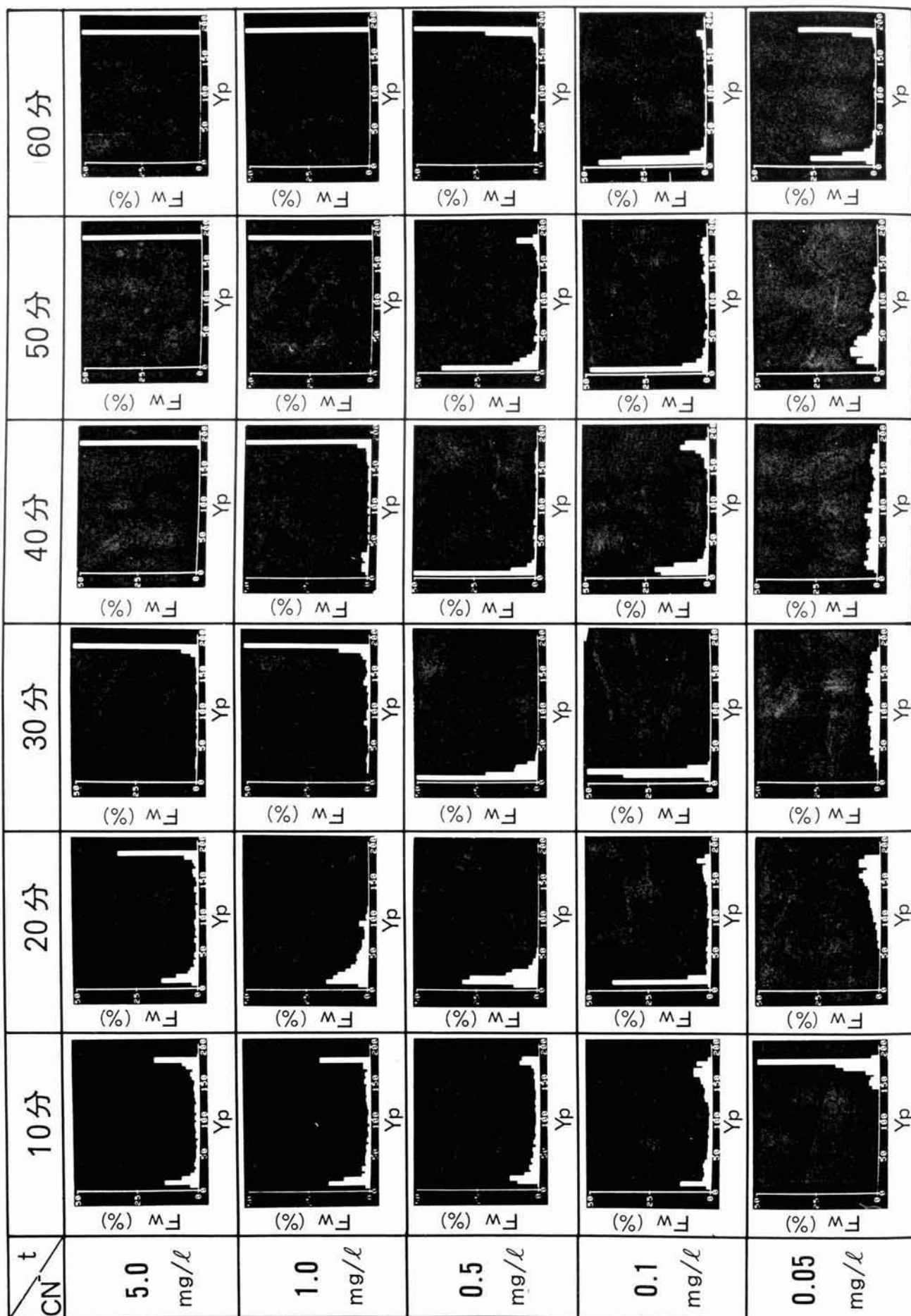


図8.5 CN^- 濃度が位置分布に及ぼす影響

であるため、 $0.1\text{mg}/\ell$ 以上の濃度では L_1 と L_2 のパターンが重畳したものとなっている。しかし、いずれにしても位置分布において水面近くに表れるピークから鼻上げ行動を判定できることが予想される。

なお、水槽底部に出現したピークは魚が横転して沈んだことを表す。

8.3.4 鼻上げ行動指標の経時変化

CN^- 注入前後の $R_w(Y_c, t)$ の時間変化を図8.6～10に示す。いずれの場合も R_w 値は一旦増加するが、 CN^- 濃度が $0.5\text{mg}/\ell$ 以上の場合には、 R_w 値の増加後、減少して CN^- 注入前の値に戻る。 R_w 値の変化は CN^- 濃度が低い方が顕著であり、鼻上げ行動が持続性のものであることを表す。応答の早さを R_w 値の立ち上がり勾配で評価すると、 CN^- 濃度が $0.1\text{mg}/\ell$ 以上の場合には10分後に R_w 値が増加したが、図8.10に示す $0.05\text{mg}/\ell$ の場合には30～50分の時間遅れが認められ、応答速度は小さい。 CN^- 濃度が高い場合には、図8.6に示すように、 R_w 値が短時間で増減した。 CN^- 濃度が $5.0\text{mg}/\ell$ 以上の場合にはこの変化はさらに急激になることが予想されるので、実際の監視にあたっては、監視の周期をさらに短くするか、速度分布も加味した総合的な判定²⁾が必要と思われる。

R_w 値を用いて急性毒物の有無を判定するには、通常の R_w 値の最大値(実験した範囲の図8.6～10では0.15)より高い値が出現すれば、これを「急性毒物有り」と判定することになる。実際に図8.6～10の CN^- 注入後の値は0.15を上回る値を示した。ただし、この最大値は観察期間の長さに依存し、普遍的な意味を持たない。詳細な解析については第9章及び第10章で述べる。

8.3.5 低濃度での再現性

CN^- 濃度が低い場合について再現性を調べ、図8.11～13を得た。 $\text{CN}^-=0.1\text{mg}/\ell$ の図8.11と図8.9とを比較すると変化パターンが異なった。 $\text{CN}^-=0.05\text{mg}/\ell$ の図8.12, 13と図8.10との比較においても、 R_w 値の立ち上がり時は40～60分と開きがあり、立ち上りの勾配も異なった。これらのことから、低濃度での応答には魚の個体差があることが示された。

また、 $\text{CN}^-=0.05\text{mg}/\ell$ の場合には、図8.13に示されるように、 CN^- 注入後の R_w 値は緩やかに増加して持続するパターンを示した。このように、 R_w 値の変化のパターンは CN^- 濃度によって異なり、個体差もある。しかし、 CN^- 注入後に R_w 値が通常より高くなる現象は一致しており、 R_w 値に着目した判定方式は急性毒物の検知に適用できると期待される。

8.3.6 急性毒物有無の判定目安

8.3.5節までで明らかになったように、急性毒物存在時のコイの鼻上げ行動を検出するには、図8.6～13の結果を踏まえると、 R_w 値が所定値を越えた場合であると判定できよう。つまり、コイが水面近くにある頻度以上位置した場合を鼻上げ行動とみなす。

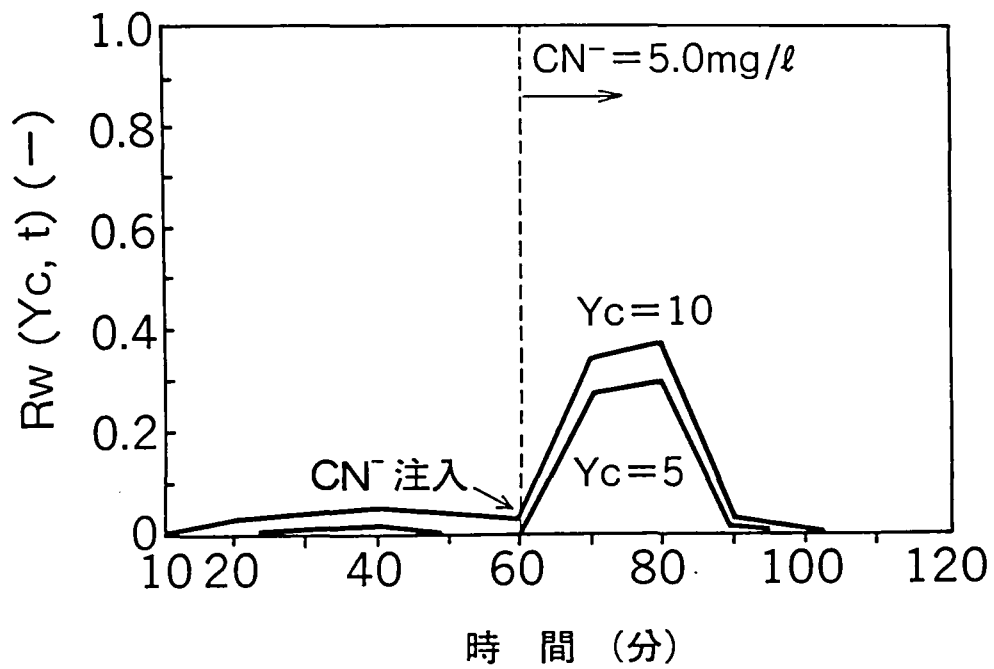


図8.6 $\text{CN}^- = 5.0 \text{ mg/l}$ (Run 1)における R_w 値の経時変化

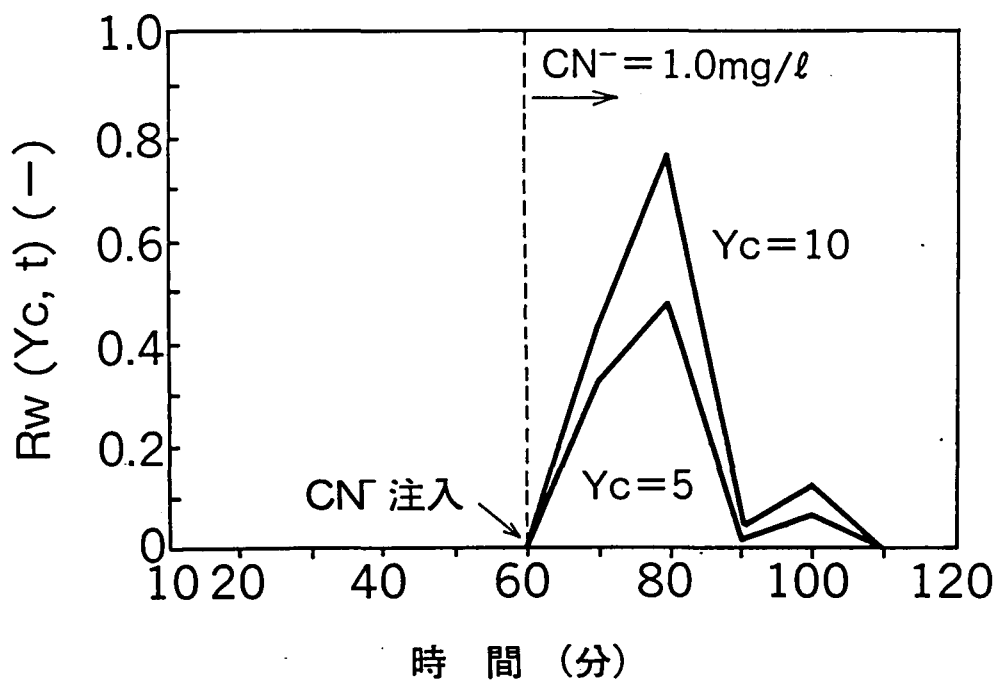


図8.7 $\text{CN}^- = 1.0 \text{ mg/l}$ (Run 2)における R_w 値の経時変化

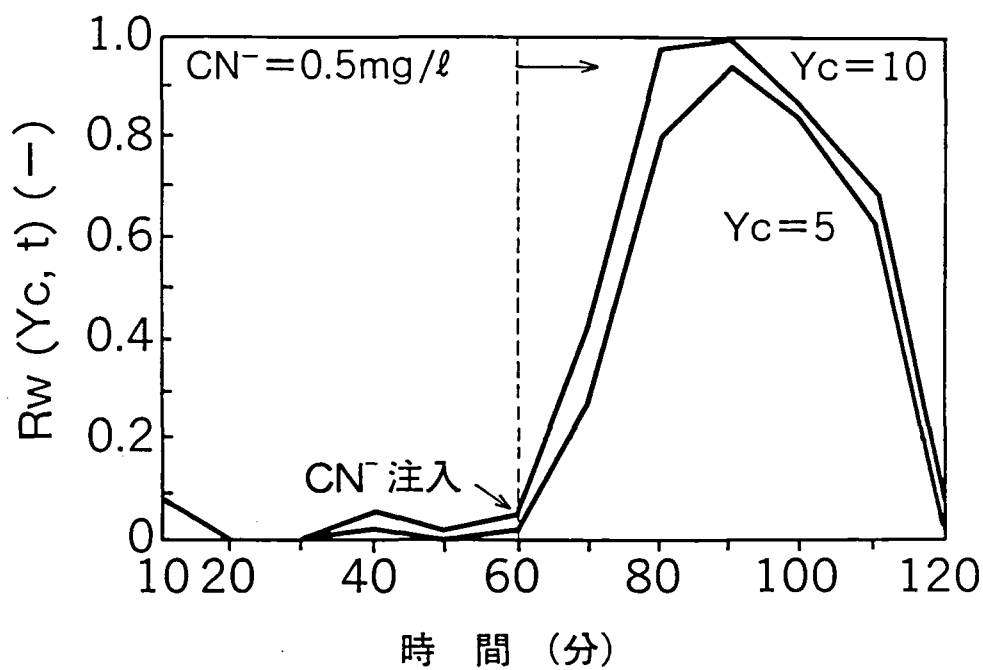


図8.8 $CN^- = 0.5 \text{ mg/l}$ (Run 3)における R_w 値の経時変化

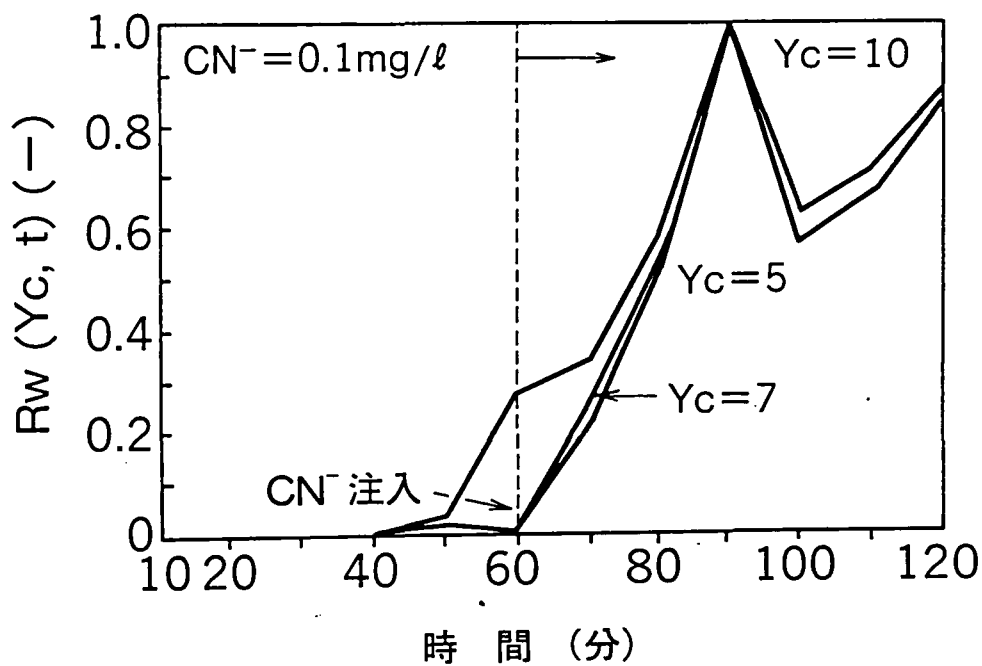


図8.9 $CN^- = 0.1 \text{ mg/l}$ (Run 4)における R_w 値の経時変化

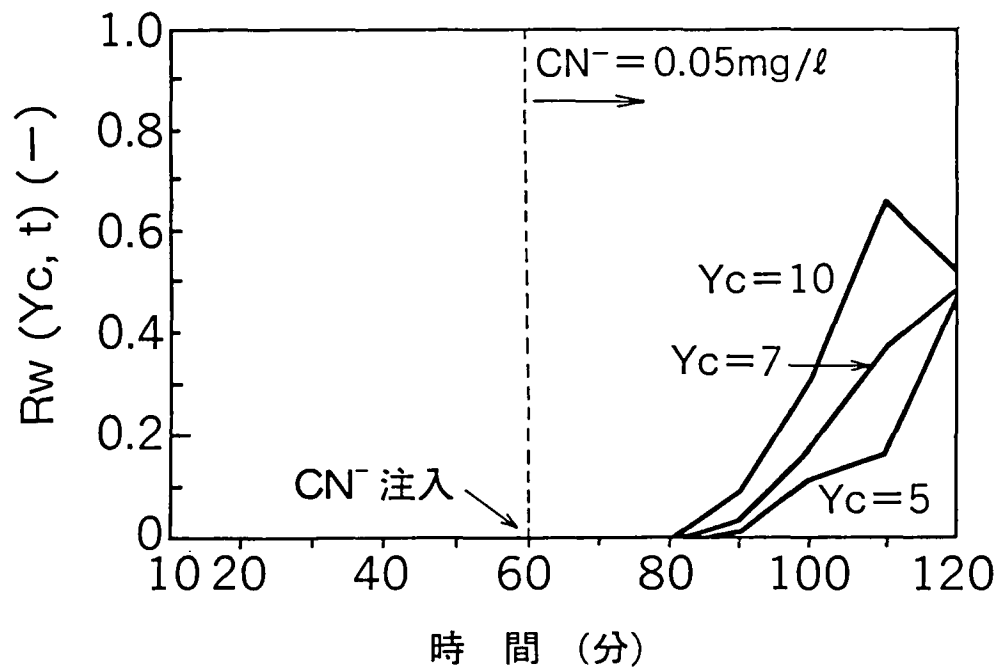


図8.10 $\text{CN}^- = 0.05 \text{ mg/l}$ (Run 5)における R_w 値の経時変化

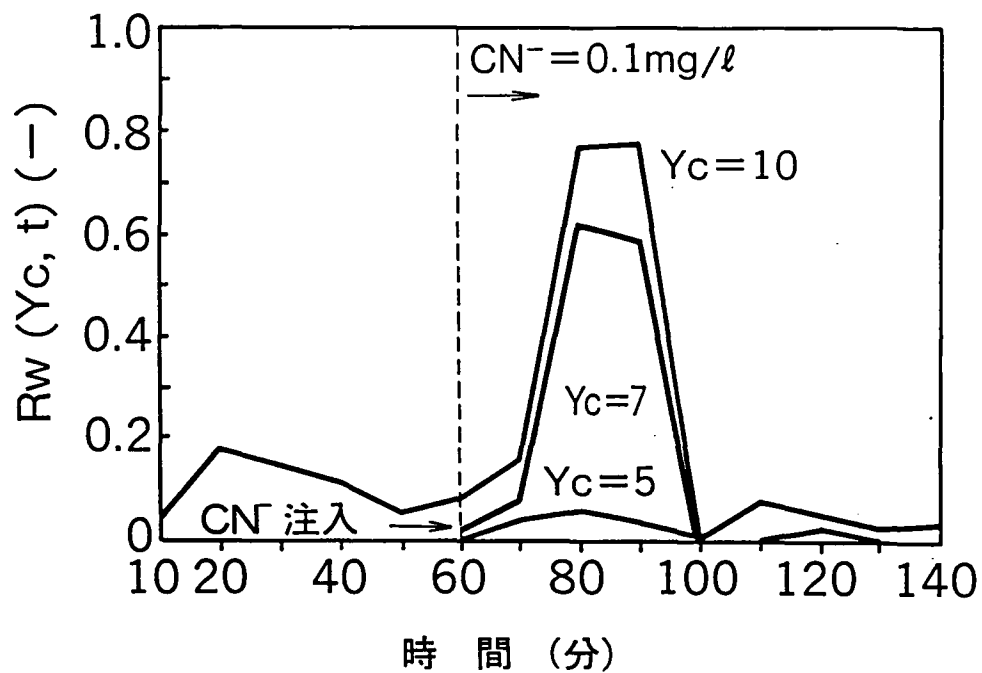


図8.11 $\text{CN}^- = 0.1 \text{ mg/l}$ (Run 6)における R_w 値の経時変化

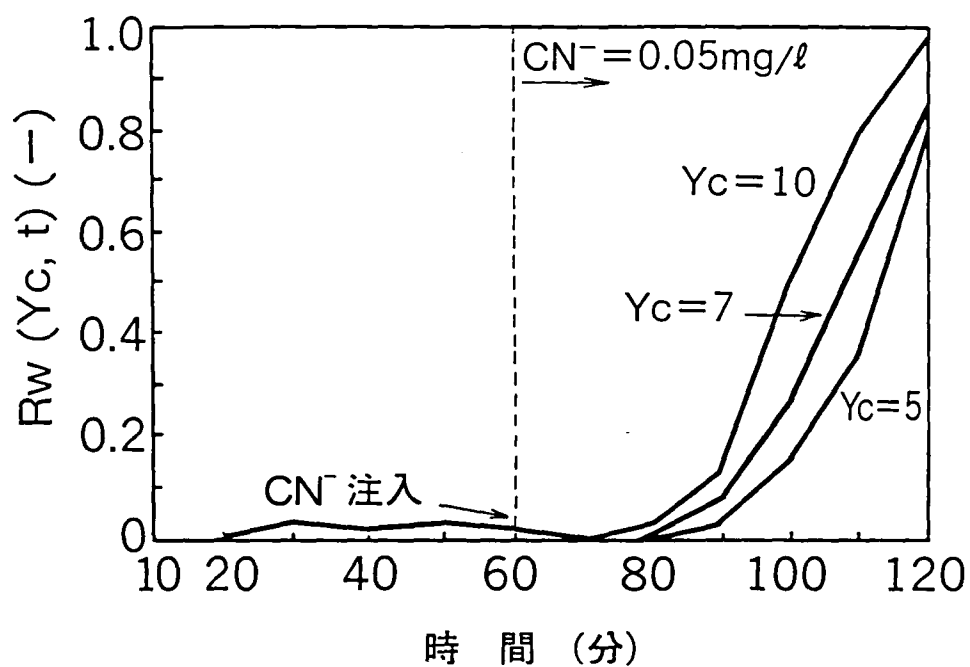


図8.12 $\text{CN}^- = 0.05 \text{ mg/l}$ (Run 7)における R_w 値の経時変化

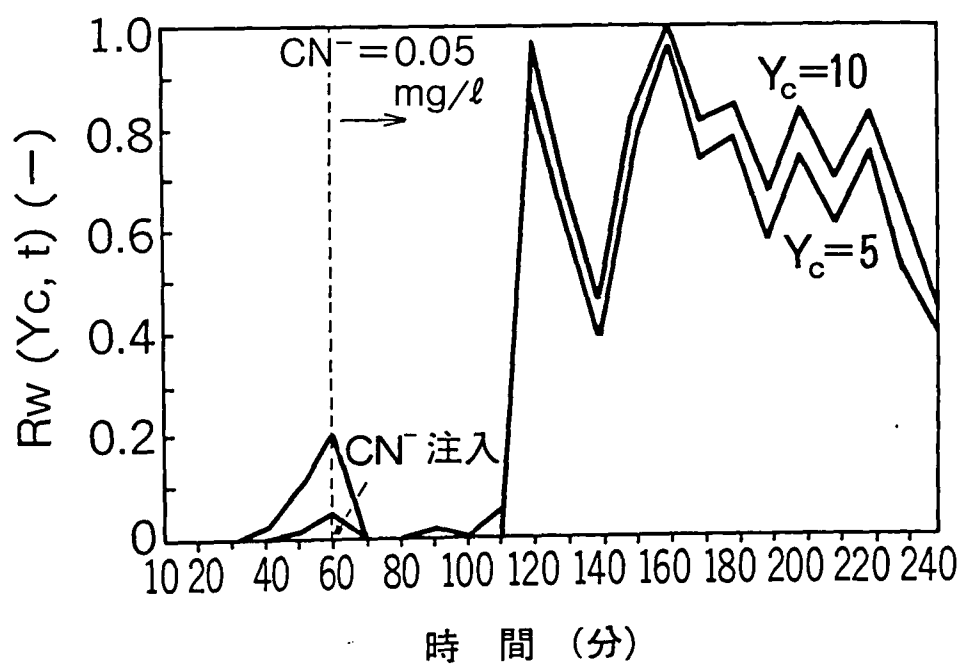


図8.13 $\text{CN}^- = 0.05 \text{ mg/l}$ (Run 8)における R_w 値の経時変化

ここで、 $R_w(Y_c, t)$ の値は水面下判定座標 Y_c の関数であるので、まず Y_c の値をどのように選ぶかが問題となる。 $Y_c=10$ では、急性毒物が存在しない場合にも R_w 値が0.9(図8.2(c))まで増加する場合があるので適切ではない。 R_w 値が CN^- 注入前に低く、かつ CN^- 存在時(図8.6~13)に高くなるという条件で Y_c の値を選ぶと、 $Y_c=5\sim7$ が妥当といえよう。この条件では CN^- 注入前には検知せず、急性毒物流入時のみを検知することが期待できる。

次に、急性毒物の有無を判別するための R_w 値について検討する。図8.2(a)における R_w 値の最大値は0.08で、図8.2(b)では0.15である。他方、図8.6~13において R_w 値は $Y_c=5\sim7$ では、図8.11を除いていずれの場合も0.30(図8.6, $Y_c=7$ の最大値)を越えている。したがって、急性毒物の有無を誤認しない R_w 値の目安は、本研究の範囲では0.15~0.30である。そこで、 $R_w(7, t) > 0.15\sim0.30$ を基準にして図8.6~13の結果から急性毒物の検知時間を求めると、 CN^- 濃度が0.1mg/ℓ以上では10分、0.05mg/ℓ以下では40~60分となる。 R_w 値の増加が認められた時には、自動的に警報を発することができる。警報を受けてオペレータは、取水水系での魚類状況を確認した上で、取水を速やかに停止し、急性毒物の有無を水質分析する必要があると考える。分析項目は、表1.2において水道法第4条第1項第2号及び第3号で指示される化学物質であるが、該当する項目が見い出されなかった場合には、さらに他の急性毒性物質を同定しなければならない。

なお、 R_w 値の出現頻度分布に基づく判定基準値の設定法について、第9章と第10章で提案する。

8.3.7 判定可能領域

画像監視による CN^- 濃度とその検知時間との関係を、前節までの結果から整理して図8.14に示す。このように $R_w(Y_c, t)$ の監視により、 CN^- を0.1mg/ℓ以上の場合で10分、0.05mg/ℓの場合で約60分で検知できるものと期待された。このように、画像処理技術の応用により、魚の水深方向の位置分布情報を抽出し、行動パターンを定量化することが可能である。これらのことから、これまで目視観察に依存していた魚の監視を自動化できる端緒が得られたものと考ええる。

8.4 結 言

第8章は、魚類の行動パターンに基づいて急性毒物の判定指標を提案する目的で、循環水槽により特定魚種1尾を用いて実験及び解析したものである。得られた結果を以下に要約する。

- 1) 10分の画像計測を繰り返す連続監視実験の結果、急性毒物が存在しない条件でのコイは水槽下部並びに中部に位置する頻度が極めて高く、水深が約70mm以内に位置する頻度は15%以内の低い値であった。(8.3.1節)
- 2) 魚が水面近くに位置する頻度を定量化する”鼻上げ行動指標” $R_w(Y_c, t)$ を提案し、

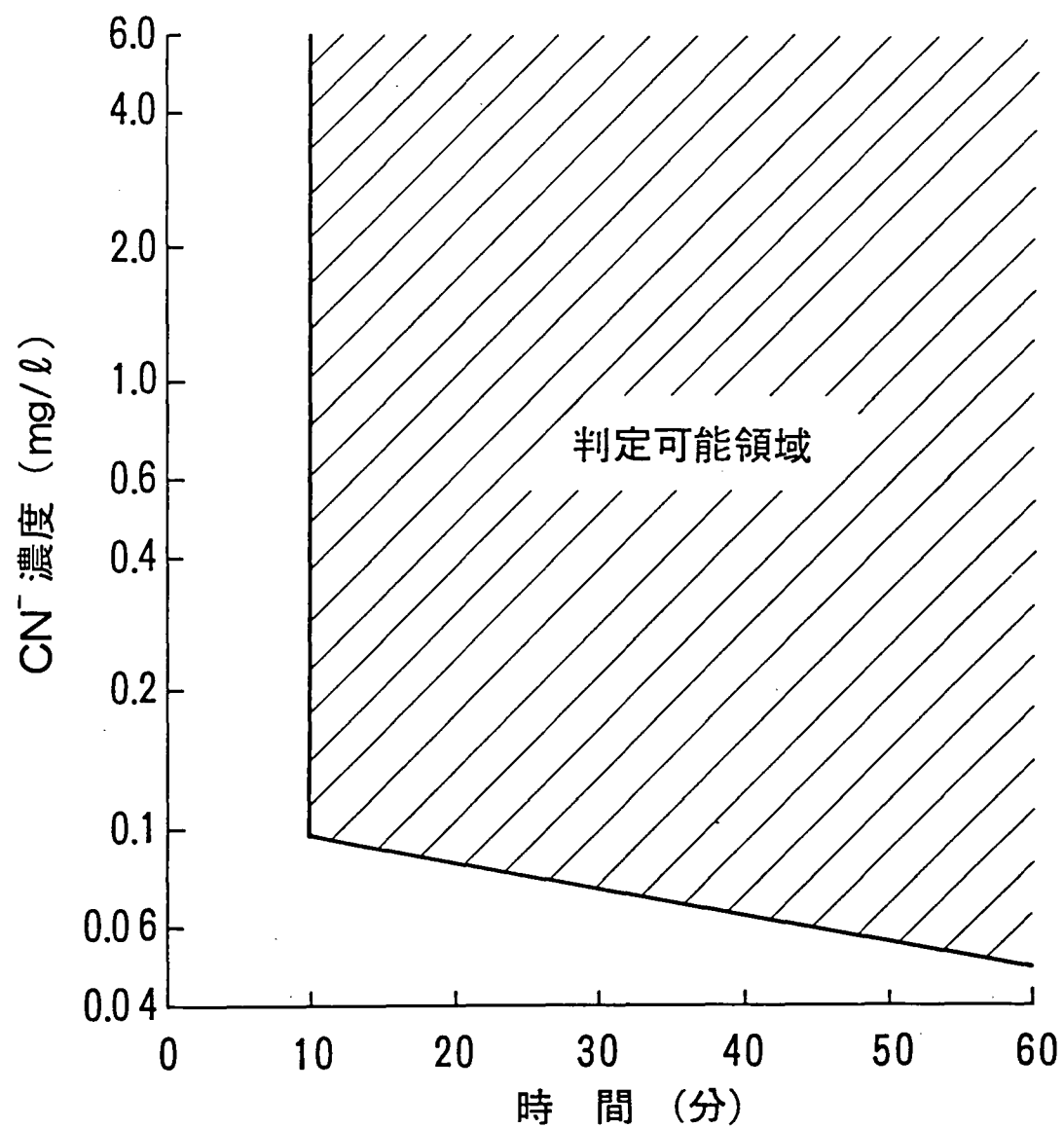


図8.14 CN⁻濃度と検知時間の関係

これを用いて CN^- 存在時のコイの鼻上げ行動を検知できることを明らかにした。本章の結果からは、 $Y_c=5\sim7$ が適切で、 R_w については特に、 $R_w(7,t) > 0.15\sim0.30$ が判定の目安と考えられた。(8.3.3～8.3.6 節)

- 3) 提案した鼻上げ行動指標を用いれば、 CN^- 濃度が 0.1 mg/l 以上の急性毒物の有無を10分で、 0.05 mg/l については約60分で判定可能であるものと期待された。
(8.3.7 節)

8.5 参考文献

- 1) 橋本徳蔵：水道原水監視用の魚類についての考察，日本水処理生物学会誌，vol.6，No.1, pp1-6 (1961).
- 2) S.Nogita, K.Baba, H.Yahagi, S.Mori : Acute Toxicant Warning System Based on a Fish Movement Analysis by use of AI Concept : Int. Workshop on Artificial Intelligence for Industrial Applications, IEEE, pp.273-276(1988/5).

第 9 章 魚類行動に及ぼす魚種及び環境因子 の影響

第 9 章

魚類行動に及ぼす魚種及び環境因子の影響

概 要

コイ、フナ、タナゴ及びウグイ各 1 尾について、第 8 章で提案した鼻上げ行動指標を用いて実験した結果、いずれも CN^- 注入時の鼻上げ行動を検知可能と思われた。さらに、鼻上げ行動指標の頻度分布が指数分布に従うことを見出し、指数分布からはずれた時点で急性毒物の存在を検知できることを明らかにした。次に、ウグイを用いて、水温の影響を調べた結果、実験した範囲(水温 $\geq 5^\circ C$)では $CN^-=0.1mg/l$ を 10 分～30 分で検知可能と期待された。また、溶存酸素濃度が $0.5mg/l$ 以下では、鼻上げ行動指標の増加が認められた。これらのことから、急性毒物検知のためには環境条件を魚類の行動に好適に維持することが望ましいものと示唆された。

9.1 緒 言

第 7 章では、効果的な画像認識方法を見出し、第 8 章では、行動パターンを評価するための”鼻上げ行動指標”を提案した。さらに、コイについて CN^- 濃度の影響を調べた結果、 $0.1mg/l$ 以上の CN^- を 10 分の画像監視で検知できる可能性を示した。

提案した方法を水質監視に広く用いるには、その他の魚種での検知可能性を調べると共に、魚の行動に及ぼす^{1~4)}因子の影響を明らかにしておく必要がある。影響因子としては、水の物理的因子である温度や水流状態、また化学的因子としては溶存酸素濃度、pH、無機及び有機の溶解成分などが考えられる。また、外界から影響する因子としては音(振動)、光及び気圧などが挙げられよう。著者らが提案している画像解析法は、これらの影響を定量的に調べる有効な手法の一つになると考えられる。しかし、本研究は、浄水場における急性毒物の検知及びその支援を目的とするので、比較的影響が小さいと思われる因子を除外した。すなわち、浄水場の屋内で魚を飼育する場合には、物理的因子の水流はほぼ一定条件とみなせ、また化学的因子の pH、無機及び有機の溶解成分は、魚の行動に影響するほど変動することは極めてまれであると思われ、特に pH については、計器による監視も可能である。そこで、もっとも変動しやすい影響因子として温度を、また急性毒物の混入を誤認する可能性の高い溶存酸素濃度をとりあげてその影響を検討した。

9.2 実験装置，材料及び方法

9.2.1 実験装置及び材料

実験装置は，第7章の図7.1及び図7.2と同じであるので説明を省略する。異なる魚種への画像監視法の適用可能性，及び急性毒性物質に対する反応感度，水温及び溶存酸素濃度（以下DOと略称する）の影響を調べる目的で，コイ (*Cyprinus carpio*)，フナ (*Carassius carassius buergeri*)，タナゴ (*Rhodeus osellatus osellatus*)，及びウグイ (*Leuciscus hakonesis*) について実験した。これら魚類の体長及び体重を表9.1に示す。一つの実験に使用した魚はその他の実験には使用せず，各実験で異なる魚を供試した。飼育条件は，水温=19～21℃，pH=7.4～7.6，DO \geq 7.8mg/lであった。

第7章，第8章と同様に，画像監視する水槽とほぼ同じ条件の水槽で予め飼育した後，実験用の水槽に移し，この水槽の環境に2日以上（第7章，第8章では1日以上）順応させて実験を開始した。供試水としては前章同様，予め残留塩素を除去した水道水を用い，急性毒物としてはシアン化カリウムを用いた。

9.2.2 画像監視方法

第7章で示した透過照明法を適用し，ヒストグラムに着目した2値化法により魚を2値化した。2値化した魚体の2次元画像からその重心座標 $W_2(X,Y,t)$ を計算した。位置分布を図示(図9.7, 12, 17)する場合には単位をピクセル(1ピクセル=約2.0mm)とし，この座標を Y_p とした。第8章((8-1)式)で提案した鼻上げ行動指標($R_w(Y_c,t)$ で表す)を用いて魚の行動パターンを解析した。 R_w 値は魚が水面近く($Y_i \leq Y_i \leq Y_c$)に浮上した頻度を表し， R_w 値が大きい場合には魚が鼻上げ行動を呈していることを意味する。

画像認識及び重心座標計測の頻度を，0.5秒に1回（第7章，第8章では1秒に1回であったが，プログラムの改良により高速化を図った）とし，1回の監視周期を10分（計測時間=9分，計測準備時間=1分）で繰り返した。画像認識の頻度を上げたのは，母集団からのサンプリング量を増加させようとしたためであるが，得られた結果には差が認められなかった。

9.2.3 実験方法

第7章及び第8章と同様，急性毒物の存在しない条件でコイ，フナ，タナゴ及びウグイ各1尾の水深方向の位置分布を連続的に画像監視し，その後，CN $^-$ を0.1mg/l溶解させた状態で1時間計測した。

次に，水温の影響を調べるために水温を5～25℃まで5℃きざみで5段階に設定して，CN $^-$ =0.1mg/lにおけるウグイの位置分布を調べた。さらにDOの影響を調べるために，エアレーションガスを空気からアルゴンガスに切り換え，DOが低下する過程でのウグイの位置分布の変化を画像監視した。この実験は，水槽上部を開放した従来の方式と，覆蓋して水面からの酸素溶解を防止した方式との2通りを行った。

表9.1 実 験 条 件

魚 種(学名)	体長(mm)	体重(g)
コ イ (<u>Cyprinus carpio</u>)	140	35
フ ナ (<u>Carassius carassius buergeri</u>)	90	8.5
タナゴ (<u>Rhodeus osellatus osellatus</u>)	65	3.0
ウグイ (<u>Leuciscus hakonesis</u>)	110~120	9.5~11.0

9.3 実験結果と考察

9.3.1～9.3.5節は、4魚種への適用可能性を検討した結果であり、9.3.4節及び9.3.5節が温度及びD Oの影響を検討した結果である。

9.3.1 鼻上げ行動指標の経時変化

急性毒物の存在しない条件でのコイ、フナ、タナゴ、及びウグイの鼻上げ行動指標(R_w 値)の経時変化を図9.1～4に示す。ここで、 Y_c については CN^- 注入前後で R_w 値の差が大きくなる条件を予備検討し、 $Y_c=5$ の値を予め選んだ。 Y_c の選択は、図9.5に示すように、鼻上げ行動時の魚の位置を参考にした。すなわち、鼻上げ行動時における魚の重心座標が鼻上げ判定座標 Y_c の概略値となる。第8章のコイ(体長110～120mm)では、 $Y_c=7$ (約70mm)が適切であったが、本章の4魚種では表9.1において体長の短いタナゴ(65mm)に条件を揃えて、 $Y_c=5$ (約50mm)とした。

図9.1～4において R_w 値の経時変化をみると、いずれも低い値であった。したがって、水深約50mmより浅い領域は、通常は高頻度で浮上しない領域とみなすことができる。

CN^- を0.1mg/l溶解した場合の R_w 値の経時変化を図9.6に示す。 CN^- 注入後の R_w 値の変化パターンは魚種によって異なるが、いずれの場合も図9.1～4と比較して R_w 値が急激に増加した。このことは、通常観察される R_w 値を基準に比較することにより鼻上げ行動を判定可能なことを示す。

CN^- 注入前と注入後19分までの位置分布を図9.7に示す。図9.7で明らかなように、位置分布パターンには魚種に関係なく類似の変化が認められた。すなわち、0～9分においてピーク P_1 と P_2 とが混在し、10～19分ではピーク P_1 がより顕著になった。このことから、 CN^- 注入前に水槽の底部付近に高頻度で位置していた魚が、 CN^- の注入により逆に水面近くに高頻度で分布するようになり、図9.6に示す R_w 値の増加をもたらしたことが明らかである。いずれの魚種についても CN^- 注入後2回目(10～19分)までの計測でピーク P_1 が出現しており、20分の時間遅れで急性毒物を検知できる可能性が示された。

9.3.2 鼻上げ行動指標の頻度分布

鼻上げ行動指標(R_w 値)の判定基準値を求めるには、急性毒物の存在しない条件での R_w 値の頻度分布を統計的に把握しておくことが重要である。そこで、図9.1～4から R_w 値の頻度分布を計算した。結果を図9.8～11に示す。縦軸 F_R は(9-1)式で示すように R_w 値の相対頻度 $F_r(R_w)$ を自然対数表示したものとして定義した。なお、相対頻度 $F_r(R_w)$ は、頻度の総和が1.0になるように標準化した値である。

$$F_R = \log_e (F_r(R_w)) \quad \dots\dots\dots (9-1)$$

ここで、 $F_r(R_w)$ ： R_w 値の相対頻度

R_w ：鼻上げ行動指標

図9.8～11に示すように、実験した4魚種についてはいずれも直線で近似できること

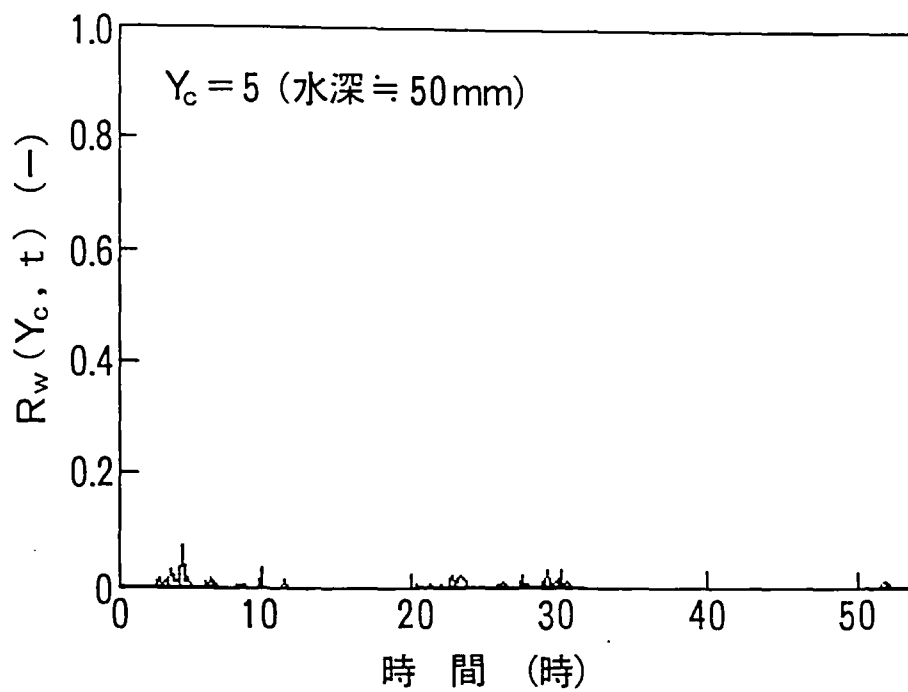


図9.1 R_w 値の経時変化 (急性毒物なし, コイ)

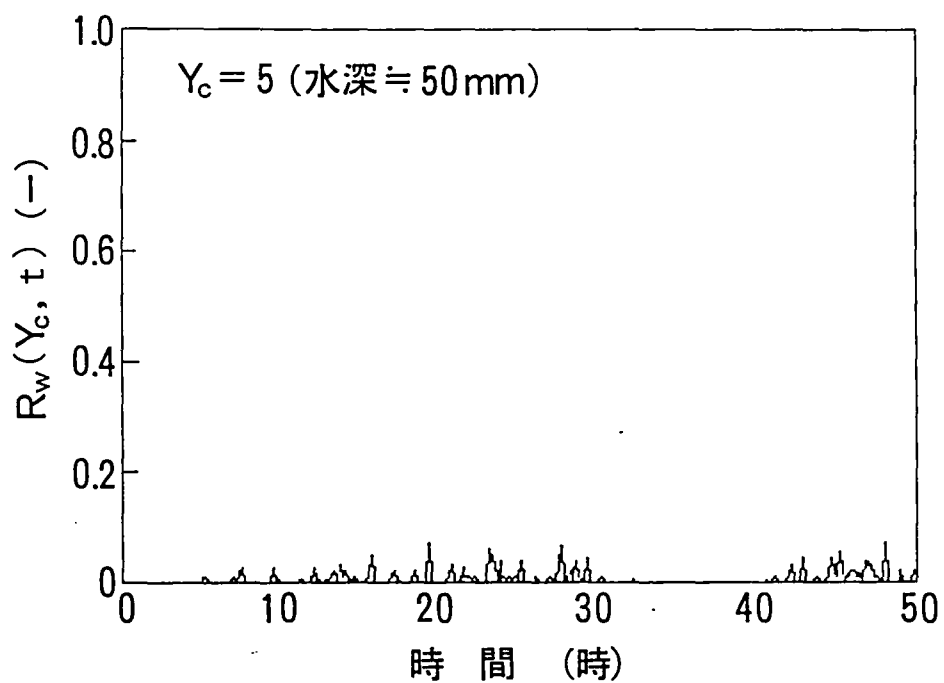


図9.2 R_w 値の経時変化 (急性毒物なし, フナ)

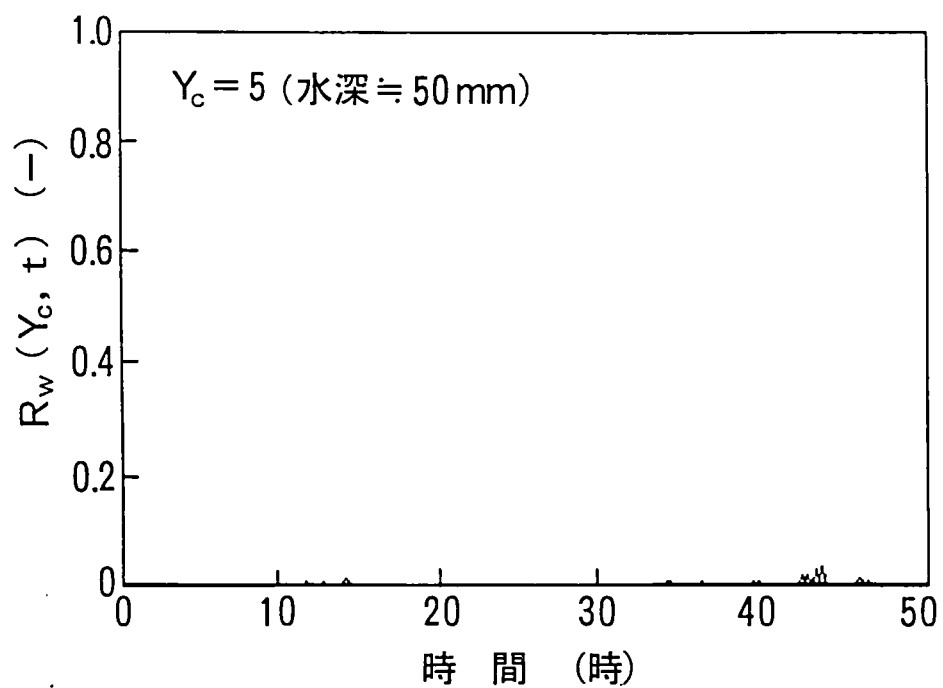


図9.3 R_w 値の経時変化(急性毒物なし, タナゴ)

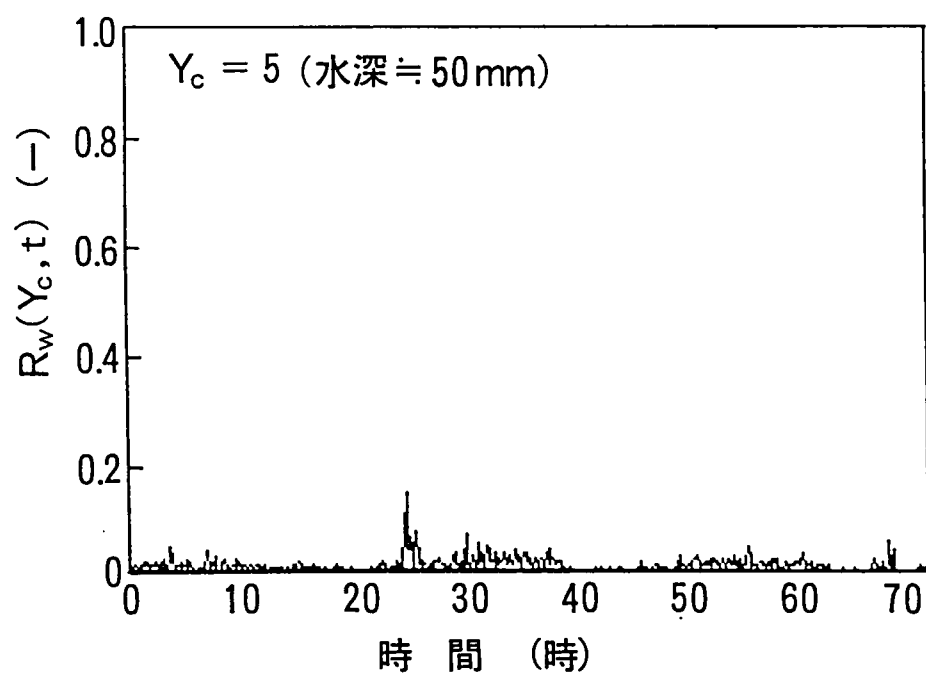


図9.4 R_w 値の経時変化(急性毒物なし, ウグイ)

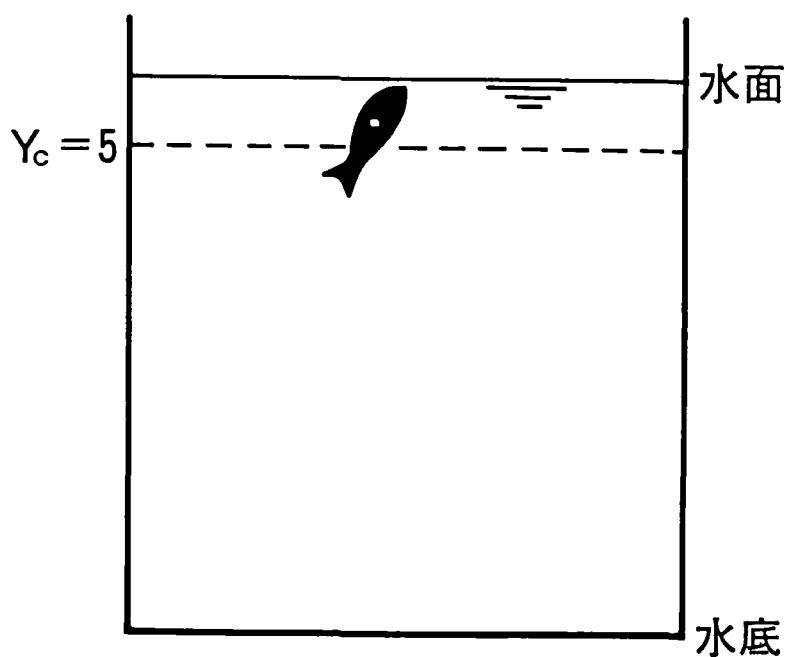


図9.5 鼻上げ行動時の魚の位置

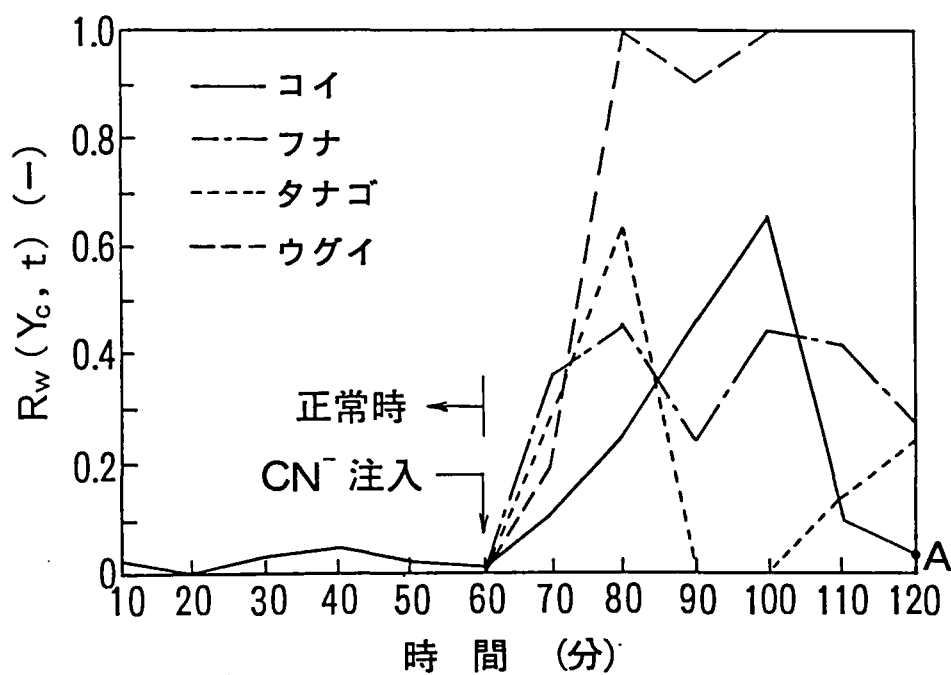


図 9.6 CN^- 注入前後 ($0.1\text{mg}/\ell$) の R_w 値の経時変化

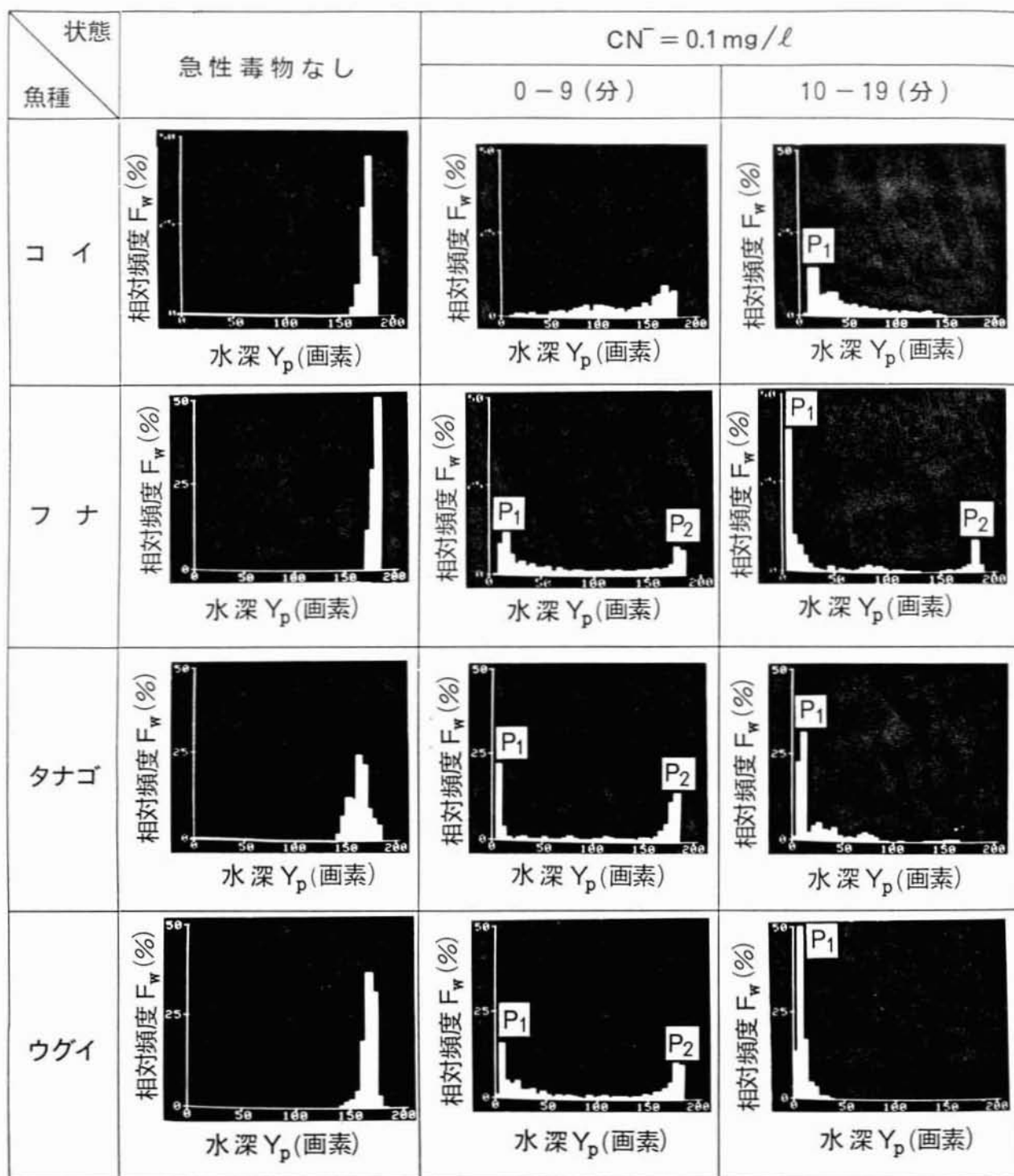


図 9.7 CN^- 注入前後の位置分布の変化

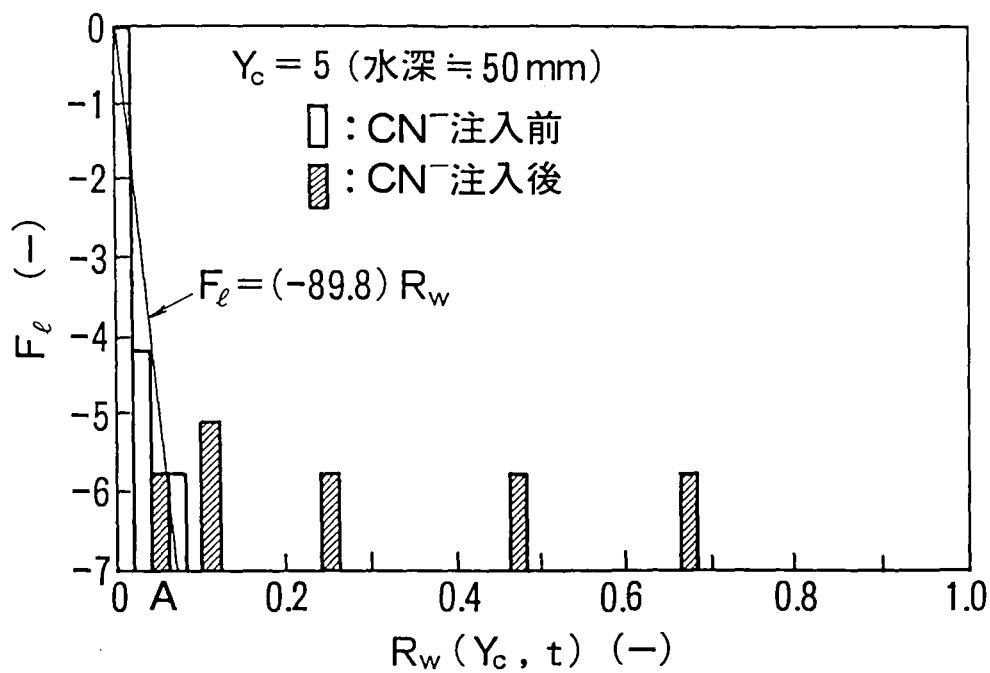


図9.8 コイの R_w 値の頻度分布

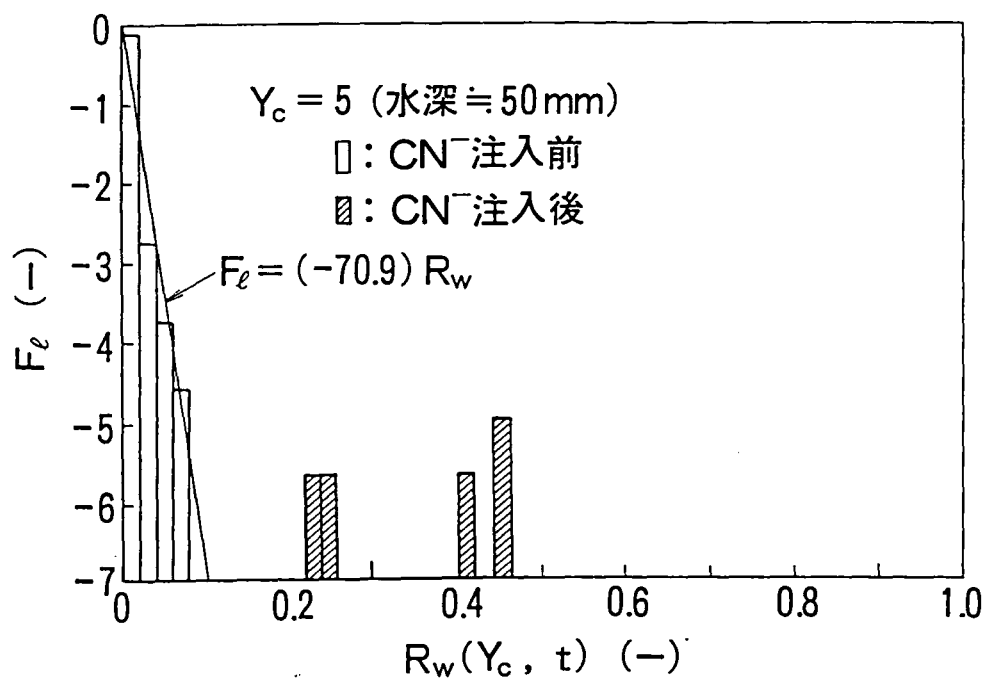


図9.9 フナの R_w 値の頻度分布

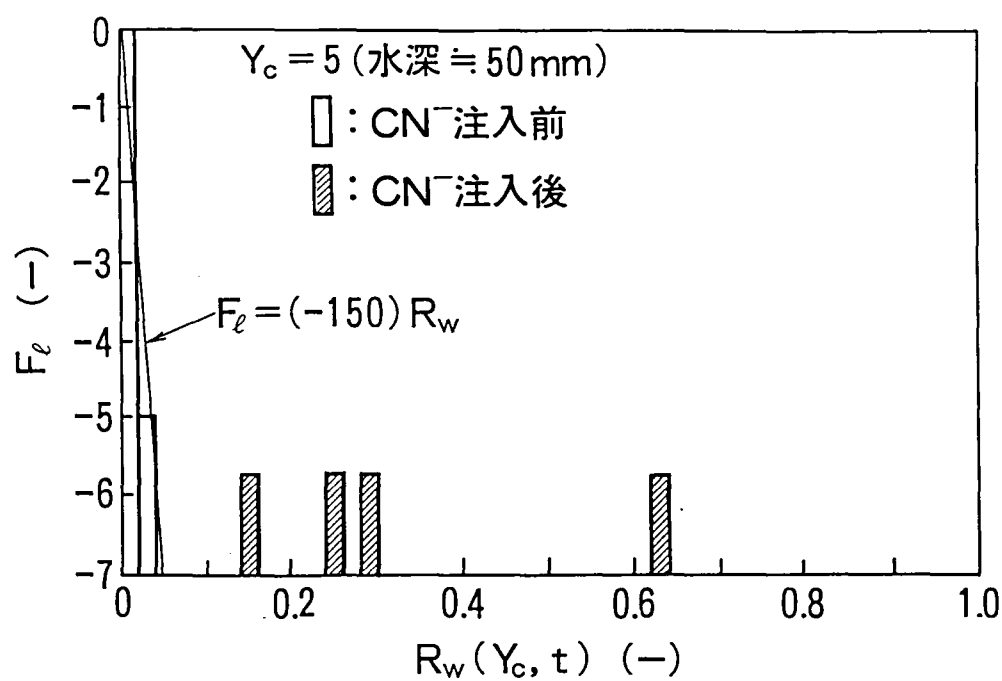


図9.10 タナゴの R_w 値の頻度分布

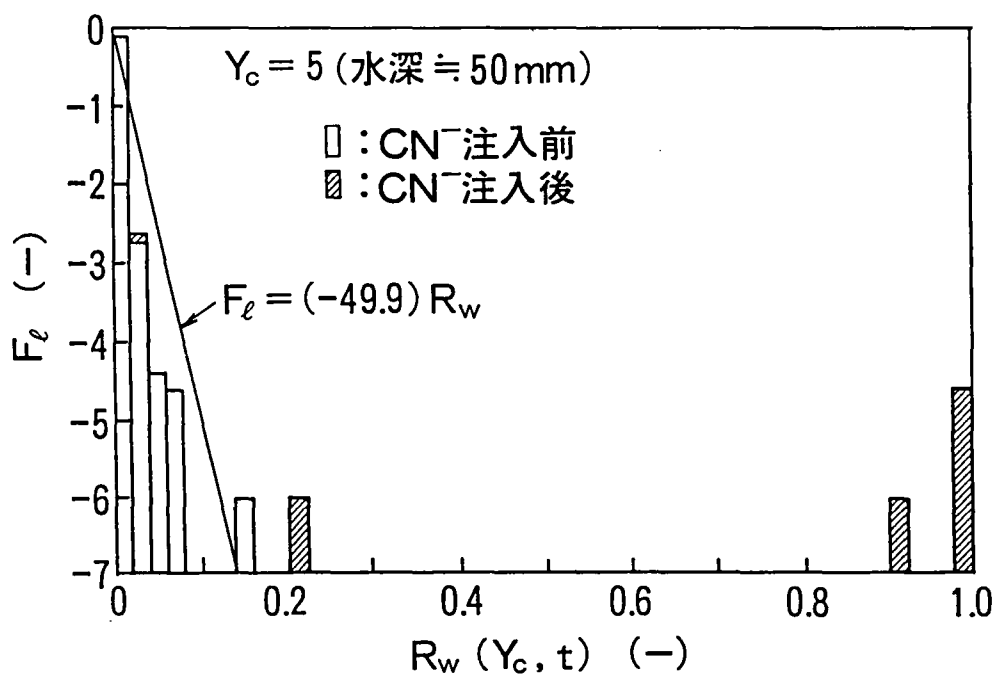


図9.11 ウグイの R_w 値の頻度分布

を見い出した。ただし、 $R_w = 0$ が持続する場合には、 $R_w = 0$ での相対頻度が1.0となる。すなわち、 $F_x = 0$ となるので、原点を通る直線で近似した。近似式を(9-2)～(9-5)式に示す。

$$\text{コイ} : F_x = (-89.7) \cdot R_w \quad \dots\dots\dots(9-2)$$

$$\text{フナ} : F_x = (-70.9) \cdot R_w \quad \dots\dots\dots(9-3)$$

$$\text{タナゴ} : F_x = (-150) \cdot R_w \quad \dots\dots\dots(9-4)$$

$$\text{ウグイ} : F_x = (-49.9) \cdot R_w \quad \dots\dots\dots(9-5)$$

一般式は(9-6)式になる。

$$F_x = -r_f \cdot R_w \quad \dots\dots\dots(9-6)$$

ここで、 r_f ：正の係数

(9-1)式と(9-6)式とを連立すると次式となる。

$$\log_e(F_r(R_w)) = -r_f \cdot R_w \quad \dots\dots\dots(9-7)$$

したがって、(9-8)式が得られる。

$$F_r(R_w) = e^{-r_f \cdot R_w} \quad \dots\dots\dots(9-8)$$

(9-8)式から、相対頻度 $F_r(R_w)$ は、 R_w 値が大きいほど指数関数的に減少する指数分布になる。つまり、急性毒物の存在しない条件での R_w 値の頻度分布としては、指数分布を仮定してよいことを意味する。このことは、図9.8～1.1に斜線で示すような、指数分布から外れた R_w 値を「急性毒物が存在する」とみなせることを示唆する。ただし、図9.8には指数分布内に斜線部Aが認められた。これは図9.6に実線で示すコイの120分目の R_w 値Aに対応しており、60分目の CN^- 注入後から R_w 値が一旦増加し、その後減少した時の値である。このような値そのものは急性毒物が存在しない場合と区別できないが、 R_w 値の判定基準値(R_w^* と記す)を初めて越えた時点で急性毒物の存在を検知する。なお、本実験では CN^- 注入直後の R_w 値は指数分布の外側に位置しているので、後述する方法による検知が期待できる。

以上の結果から、本実験ではコイ、フナ、タナゴ及びウグイについて、鼻上げ行動指標による検知方式を適用可能といえる。

9.3.3 魚種の検討

検知感度の点では、急性毒物の存在下で R_w 値の最大値($R_{w,max}$ と記す)が大きくなるほど有利であり、早期検知のためには R_w 値の立ち上がり勾配(dR_w/dt と記す)が大きいほどよい。この観点から図9.6の結果を整理して表9.2を得た。

次に、 R_w 値の判定基準値について検討した。10分周期で監視を繰り返す場合、1週間(約1000回)に1回程度出現する頻度は F_x 値で約-7である。 $F_x = -7$ の時の R_w 値を $R_w(-7)$ と記し、(9-6)式から計算すると(9-9)式となる。

表9.2 魚種による行動特性の差 ($CN^- = 0.1 \text{ mg/l}$)

行動特性	コイ	フナ	タナゴ	ウグイ
$\frac{dR_w}{dt}$	0.11	0.37	0.30	0.20
$R_{w,max}$	0.67	0.46	0.63	1.00
R_{w*}	0.12	0.15	0.07	0.21
$R_{w,max} - R_{w*}$	0.55	0.31	0.56	0.80

$$R_w(-7) = \frac{-7}{r_f} \dots\dots\dots(9-9)$$

安全率を見込んでこの1.5倍の値を以上の判定値として R_w^* で表す。 R_w^* は(9-10)式で計算できるが、本章ではこれを急性毒物存在の判定基準値とした。

$$R_w^* = 1.5 \cdot R_w(-7) \dots\dots\dots(9-10)$$

急性毒物検知の信頼性の点では R_w^* 値が低く $R_{w,max}$ 値が高いほど、すなわち $(R_{w,max} - R_w^*)$ の値が大きいほどよい。これらの値を計算して表9.2にまとめた。また、 R_w^* 値を越える R_w 値による急性毒物有りと判定して、図9.6から検知時間を10分単位で読みとると、いずれも CN^- 注入後10分後に検知できるものと思われた。

画像解析による急性毒物検知システムを浄水場などで水質監視に用いるには、

- (i) 急性毒性物質への応答感度($R_{w,max}$)
- (ii) 応答速度 (dR_w/dt)
- (iii) 検出の信頼性($R_{w,max} - R_w^*$)
- (iv) 原水の水質
- (v) 魚の飼育性
- (vi) 入手の容易さ

などを考慮しなければならない。表9.2を参考にして魚種を比較すると、(i)についてはウグイ、(ii)についてはフナ、(iii)についてはウグイが優れている。(iv)については汚濁がやや進んだ原水の場合にはコイとフナが適しており、(v)(vi)については4魚種とも同等と思われる。これらの中でフナとタナゴとを表9.2及び図9.6で比較すると、タナゴは(ii) dR_w/dt でフナより劣るが、(i) $R_{w,max}$ 及び(iii) $(R_{w,max} - R_w^*)$ ではタナゴより優れる。したがって、あえて優劣をつけるならば、本章の実験結果からはウグイついでタナゴが適しているといえよう。ただし、本実験で用いた魚類は大きさも異なり、しかも個体差を無視できない。このことから、第10章で提案するように、複数の魚を対象にするなど監視手法の改善が必要と思われる。

従来例と比較すると、橋本¹⁾は水道原水監視用の魚類として、生態的な条件と生理的な条件(24時間 TL_m 値の比較)を検討し、オイカワが適していること、及びウグイについてもその可能性があることを示唆している。これに対して、本研究で用いた画像解析法は、急性毒性物質に対する魚類のダイナミックな応答を調べることで急性毒物の流入を監視するものといえよう。この方法は、供試魚を自然な状態で保て、しかも画像処理を自動で行うことができ、操作性にも優れる。

9.3.4 水温の影響

5~25℃の各水温において、 CN^- 注入前後のウグイの位置分布の経時変化を図9.12に、 R_w 値の経時変化を図9.13に示す。図9.12において、ピーク P_1 の出現は15℃以

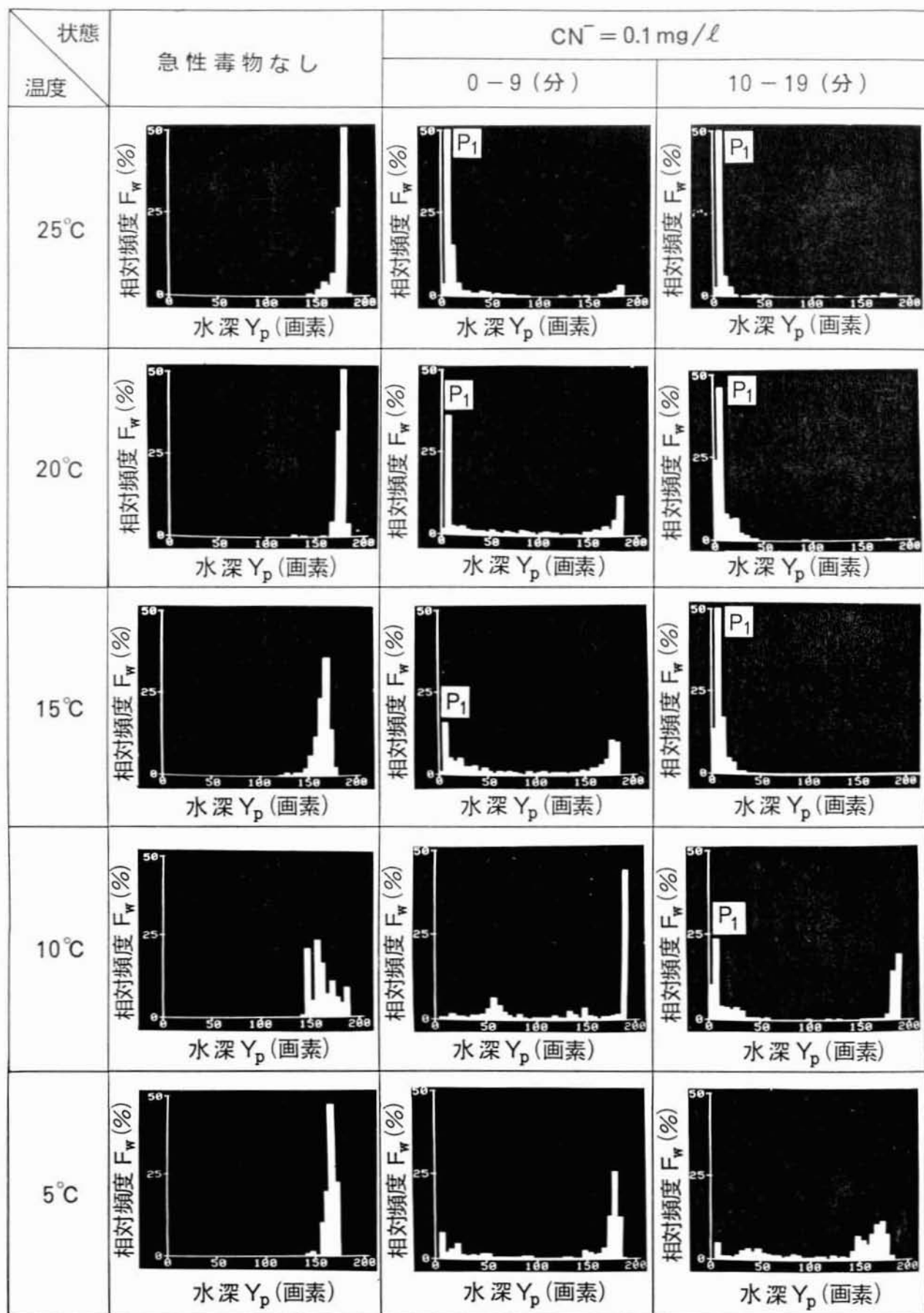


図9.12 温度が位置分布の変化に及ぼす影響
(ウグイ, $CN^- = 0.1 \text{ mg/l}$)

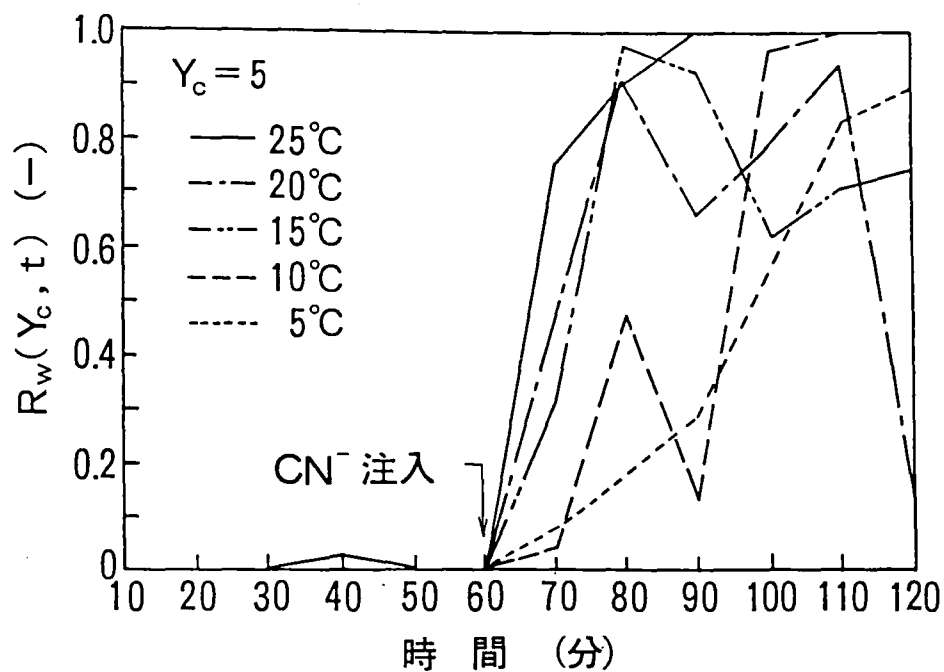


図9.13 温度が R_w 値の変化に及ぼす影響
(ウグイ, $\text{CN}^- = 0.1 \text{ mg/l}$)

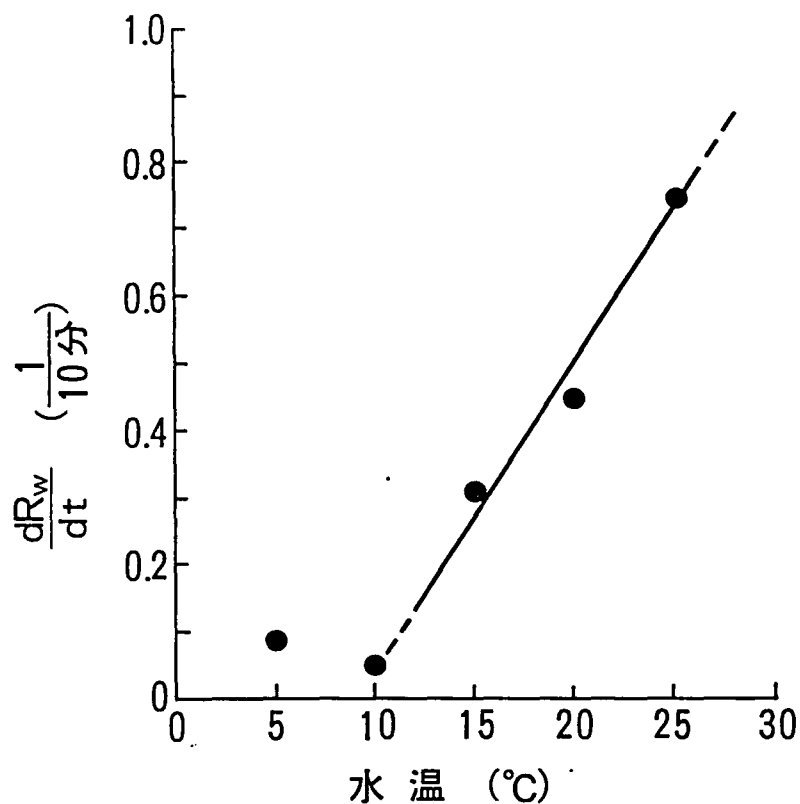


図9.14 $\frac{dR_w}{dt}$ の温度依存性 (ウグイ)

上では CN^- 注入後1回目(0~9分)の計測で、 10°C では2回目(10~19分)の計測で認められた。しかし、 5°C の場合には2回目(10~19分)の計測ではピーク P_1 は出現せず、3回目(20~29分)の計測で出現した(図示省略)。一方、図9.13で見ると、実験した範囲(水温 $\geq 5^\circ\text{C}$)では、 R_w 値はいずれも増加し、このことから急性毒物の存在を検知可能であるといえよう。 R_w^* 値は温度によって異なると予想されるが、仮りに表9.2からウグイの $R_w^*=0.21$ により検知時間を読みとると10~30分が期待される。ただし、表9.2の R_w^* は水温が 20°C での値であり、水温が低い場合には活動が鈍くなり R_w^* も減少するものと類推される。

図9.14は水温が dR_w/dt に及ぼす影響を示す。このように、 CN^- に対する応答感度は水温が低いほど鈍くなることが明らかである。 10°C 以下の水温が継続する時期には、魚の動きがさらに鈍くなるものと予想され、また、魚種によっては冬眠するものもある。したがって、早期検知の観点からは水槽に導く被検水の水温をある程度上昇させておくことが望ましい。

異なる水温で CN^- が魚類に及ぼす影響を検討した例として、佐伯らによるコイを用いた実験³⁾、及び橋本¹⁾によるコイ、フナ及びオイカワを用いた実験が報告されている。橋本の実験では、水温が 10°C の場合にコイが CN^- に反応する最低濃度は $\text{CN}^-=0.1\text{mg}/\ell$ としており、本論文でのウグイの結果と同等であった。

9.3.5 溶存酸素濃度の影響

図9.15は60分で曝気ガスを空気からアルゴンガスに切り換えた時の、 DO と R_w 値との経過を示す。水槽上部からの酸素が溶解したため、 DO は $1.0\text{mg}/\ell$ 以下には低下せず、この時、 R_w 値に変化は認められなかった。一方、水槽上部を覆蓋して水面からの酸素溶解を防止した結果、図9.16に示すように、 DO は $0.5\text{mg}/\ell$ 以下に徐々に低下し、これに伴って R_w 値が急激に上昇した。この過程における位置分布の変化を図9.17に示すが、120分以降で水面に浮上(ピーク P_1 の出現)しており、 CN^- 注入時と同じように鼻上げ行動を呈したことがわかる。これらの結果から、 $\text{DO}\leq 0.5\text{mg}/\ell$ 程度になると酸欠の影響が表れ、鼻上げ行動を呈する。

佐伯³⁾らはコイ(体重90~300g)が DO 飽和濃度の2~3%で横転したことを報告した。また、²⁾Spoorらはブルーギルを用いた実験で $\text{DO}\leq 0.2\text{mg}/\ell$ で酸欠の影響が表れたと報告した。本章で示したウグイの場合も同様の結果であった。通常の水では河川や湖沼で微生物の異常増殖により DO が低下したり、逆に別の原因で DO が過飽和となり気泡病に至る場合もあり得る。したがって、 DO を常時モニターするか、被検水を水槽の前段でエアレーションしておくことが有効である。

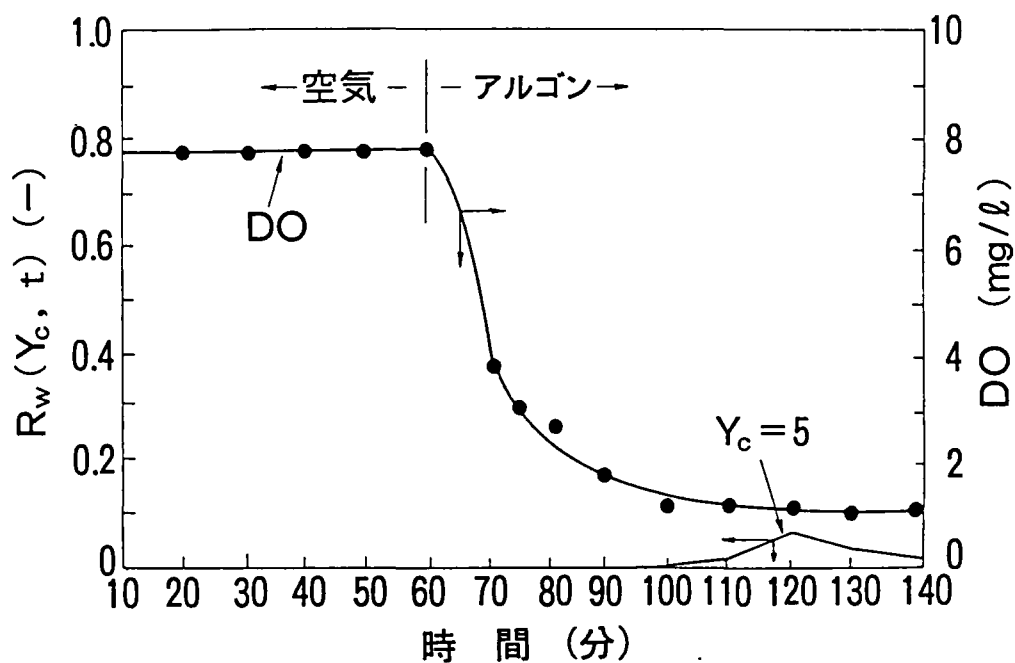


図9.15 DOの減少が R_w 値に及ぼす影響
(大気開放時, ウグイ)

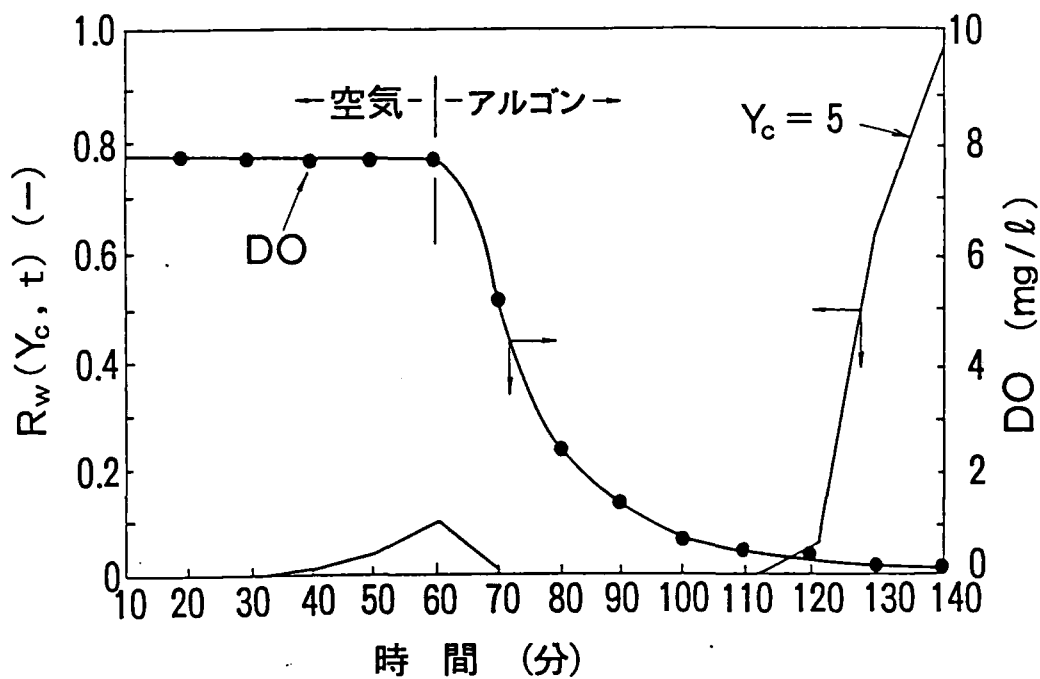


図9.16 DOの減少が R_w 値に及ぼす影響
(覆蓋時, ウグイ)

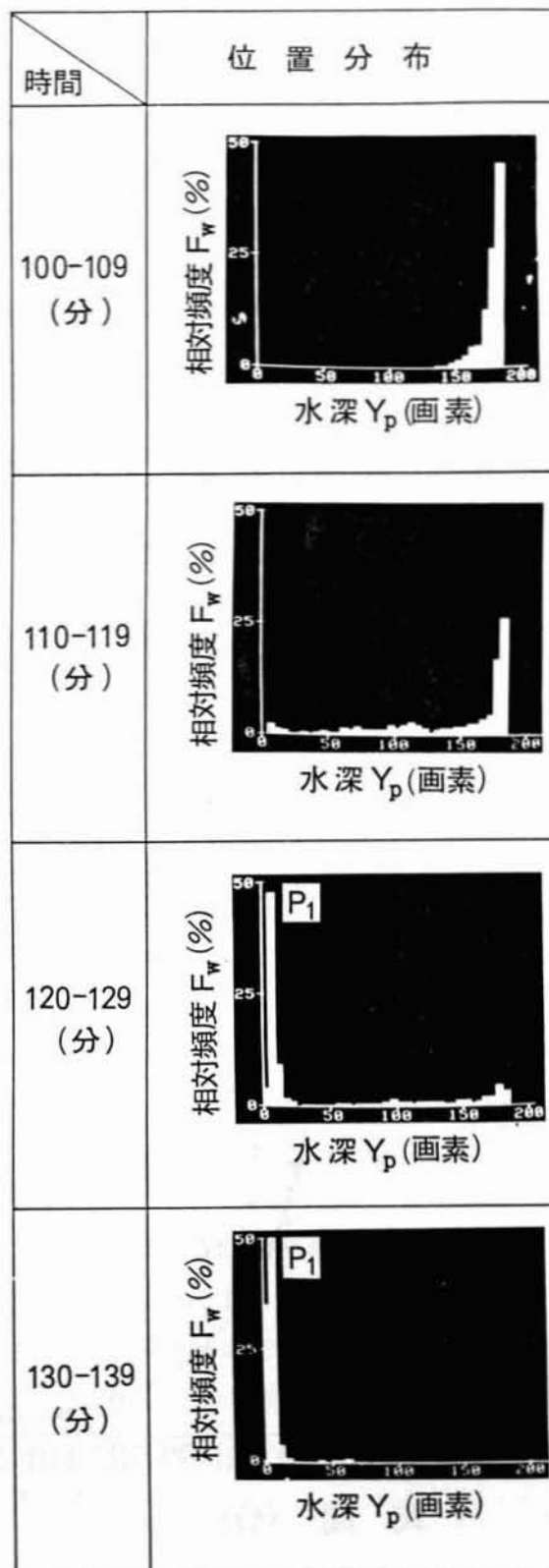


図9.17 DOの減少が位置分布に及ぼす影響 (ウグイ)

9.4 結 言

第8章で提案した鼻上げ行動指標を用いて魚類の行動パターンを画像解析した。特に、本章では異なる魚種への適用可能性を検討すると共に、環境因子として水温とDOの影響を調べた。得られた結果を以下に要約する。

- 1) コイ、フナ、タナゴ及びウグイを対象に実験した結果、 $CN^- = 0.1\text{mg/l}$ における鼻上げ行動指標(R_w 値)は CN^- 注入前と比較して急激に増加した。このことから、前記4魚種について鼻上げ行動指標による急性毒物検知法が有効であることを確認した。(9.3.1節)
- 2) 前記4魚種について、急性毒物が存在しない条件で R_w 値の頻度分布を調べた結果、指数分布を仮定してよいことを見出し、このことから、 R_w 値が指数分布からはずれた時点で急性毒物の存在を検知することが可能であった。(9.3.2節)
- 3) 急性毒物への応答感度、応答速度、検出の信頼性から判断すると、本研究の結果からはウグイまたはタナゴが適していると思われた。(9.3.3節)
- 4) 水温(5~25℃)がウグイの行動に及ぼす影響を調べた結果、 $CN^- = 0.1\text{mg/l}$ を10~30分で検知可能と期待された。(9.3.4節)
- 5) ウグイの位置分布は、 $DO = 0.5\text{mg/l}$ 以下では酸欠の影響が表れはじめ、 CN^- 注入時と類似の鼻上げ行動を呈した。したがって、DOの管理が重要であるといえる。(9.3.5節)

9.5 参考文献

- 1) 橋本徳蔵：水道原水監視用の魚類についての考察，日本水処理生物学会誌，Vol.6，No.1, pp.1-6(1961)。
- 2) Spoor, W.A., Neiheisel, T.W., Drummond, R.A.: An Electrode Chamber Chamber for Recording Respiratory and Other Movements of Free-swimming Animals, Trans. Amer. Fish. Soc. No.1, pp.22-28(1971)。
- 3) 佐伯新三, 難波憲二, 村地四郎：魚類心電図の水質監視への応用，第26回全国水道研究発表会, pp.329-331(1975)。
- 4) 松尾雄三：フナのえら蓋の活動電位による急性毒性の監視実験，水道協会雑誌，第54巻，第10号(第613号), pp.17-25.(昭60.10)

第 10 章 魚群行動の画像解析及び魚種の検討

第 10 章

魚群行動の画像解析及び魚種の検討

概 要

第 8 章で提案した、1 尾の魚についての鼻上げ行動指標を複数の魚(魚群)の場合に拡張する。この指標をコイ、フナ、タナゴ及びウグイ各 5 尾からなる各魚群に適用した結果、魚群の鼻上げ行動指標の頻度分布は 1 尾の場合と同様に指数分布が適合することを示し、急性毒物の存在を判定可能なことを明らかにする。さらに、この特性に基づき検知感度をチューニングできる判定基準値計算法を導き、 $CN^- = 0.1\text{mg}/\ell$ の検知時間として 10～20 分が期待できタナゴの感度が高いことを示す。また、実際の浄水場を模擬して、複数魚種からなる魚群で実験し、単独種からなる魚群と同等の性能を確認した。

10.1 緒 言

第 7 章～第 9 章では、1 尾の魚の行動を画像解析し、水深方向の位置分布を鼻上げ行動指標により評価する手法を提案すると共に、その有効性を実験的に示した。すなわち、 CN^- 濃度、魚種(コイ、フナ、タナゴ、ウグイ)、水温、及び溶存酸素濃度の影響を調べた結果、通常の飼育条件(水温 = 5～25℃、溶存酸素濃度 $> 0.5\text{mg}/\ell$)では、 CN^- 濃度 $\geq 0.1\text{mg}/\ell$ を 10～20 分で検知できるものと期待された。これらの知見は、1 尾の魚を対象に実験したものであり、個体差を無視できない生物を用いる点で、検知の信頼性を向上させるためには、複数の魚に対して適用可能な画像解析法が必要である。

実際の浄水場においても、複数の魚(多くの場合は魚種も異なる)を飼育して監視が行われており、これに適用できる画像監視法が開発できれば、従来の目視監視からスムーズに移行し易いメリットも期待できる。そこで、本章では、第 7 章～第 9 章の知見を生かして、魚群の画像解析方法及び急性毒物の判定方法を確立しようと試みた。特に、本章では、4 魚種(コイ、フナ、タナゴ、ウグイ)についての適用可能性を検討すると共に、実際の飼育系を模擬して複数の魚種を混合した場合を検討する。

10.2 実験装置，材料及び方法

10.2.1 実験装置及び材料

実験装置は，第7章の図7.1及び図7.2と同じであるので説明を省略する。10.3節で述べる画像解析法の異なる魚種への適用可能性を調べる目的で，コイ(Cyprinus carpio)，フナ(Carassius carassius buergeri)，タナゴ(Rhodeus osellatus osellatus)，及びウグイ(Leusiscus hakonesis)について実験した。これら魚類の体長及び体重を表10.1に示す。一つの実験に使用した魚はその他の実験には使用せず，各実験で異なる魚を供試した。飼育及び実験条件は，水温=20℃，pH=7.6~7.7，DO=7.2~7.6 mg/ℓであった。

10.2.2 実験方法

第7章～第9章と同様に，画像監視する水槽とほぼ同じ条件の水槽で，複数の魚を予め飼育した後，実験用の水槽に移し，この水槽の環境に1日以上順応させて実験を開始した。供試水としては前章同様，予め残留塩素を除去した水道水を用い，急性毒物としてはシアン化カリウムを用いた。

水中に有毒物質が溶解していない状態と，シアン化カリウムを微量溶解(水槽中の平均CN⁻濃度=0.1mg/ℓ)させた状態とにおいて，魚類の水深方向の位置分布を計測した。

10.3 画像解析方法

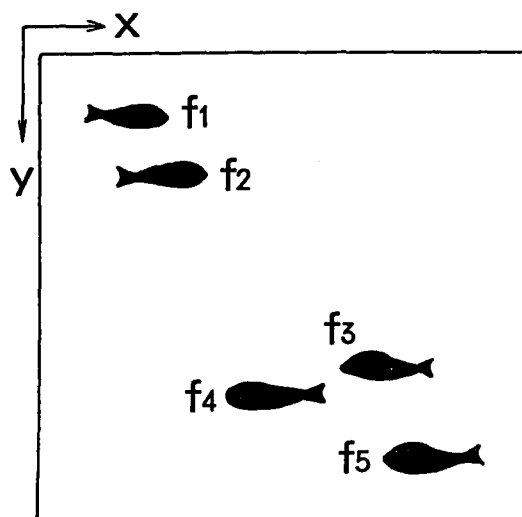
第7章では，1尾の魚を画像認識して行動パターンを解析する方法を提案した。この方法は魚の代表位置として魚体の重心座標を計算し，その水深方向の位置分布を計測するものである。しかし，複数の魚を画像認識する場合には，水槽内を遊泳する複数の魚が重なることもあるため，1尾毎の魚を常時個体識別するにはかなり複雑なアルゴリズムと計算時間を必要とする。そこで，複数の魚を一つの群れとしてとらえ，この魚群全体の位置分布を計測する方法を考案した。この方法は，1尾の魚についての重心に替って，魚群の2値画像の水深方向の分布を調べるものである。

工業用テレビカメラで撮像した映像信号から魚群を画像認識し，魚群についての鼻上げ行動を評価するまでの概略手順を図10.1に示し，10.3.1節以降で説明する。

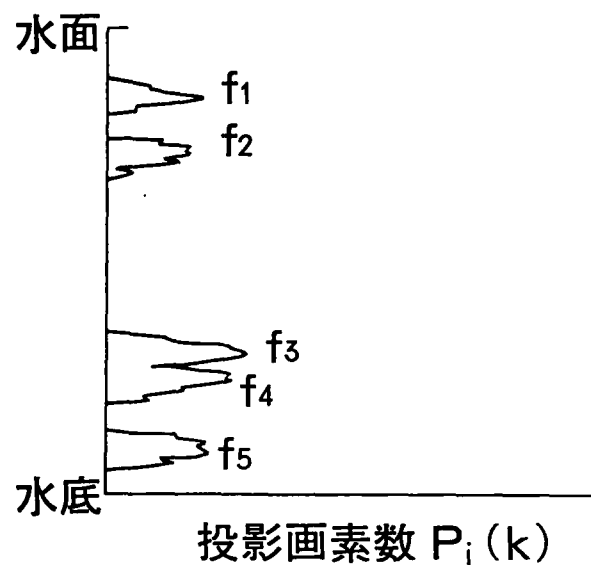
10.3.1 魚群の認識

映像信号をA/D変換し，画像を濃淡画像メモリに格納した。これまで同様に，画像を256画素(横：X座標)×240画素(縦：Y座標)の画素に標本化し，時刻tにおける各画素の輝度を128段階に量子化した。1画素の一辺の長さは約2mmに相当する。なお，魚を飼育している領域の画像にあらかじめウィンドー(画像処理の対象となる領域)を設定した。第7章で採用したヒストグラム2値化法で，魚体を"1"(黒)，背景を"0"(白)に2値化した。

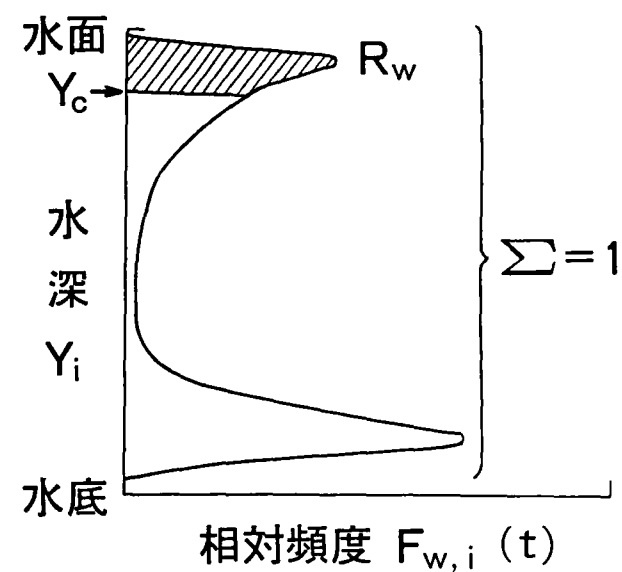
表10.1 実験条件								
魚種	Run 1 コイ	Run 2 フナ	Run 3 タナゴ	Run 4 ウグイ	コイ	Run 5 フナ	タナゴ	ウグイ
個体数	5	5	5	5	2	2	2	2
平均体長 (mm)	85	88	61	110	93	83	70	109
平均体重 (g)	5.4	6.7	3.5	8.1	8.3	5.4	3.7	8.0



(a) 認識画像 (2 値画像)



(b) 水平方向の投影分布



(c) 水深方向の位置分布

図10.1 魚群の鼻上げ行動指標 R_w の算出法

2 値画像を例示すると、図 10.1 (a) のようになる。この 2 値画像の水深方向の分布を以下のようにして求める。

10.3.2 水平方向の投影分布

図 10.1 (b) に示すように、認識した魚体の 2 値画像 ($f_1 \sim f_m$) を水平方向に投影して、各水深での積算画素数を計算した。水深 i における魚の画素数を $P_i(k)$ とすると、投影分布 $P(k)$ は(10-1)式となる。

$$P(k) = (P_1(k), P_2(k), P_3(k), \dots, P_m(k)) \quad \dots\dots\dots (10-1)$$

ここで、 k : 認識の回数

m : 水深の画素数

$P_i(k)$: 水平方向に投影した画素数

認識を繰り返し、 n 回積算した時の時刻 t における投影分布を $P_n(t)$ とすると積算結果は(10-2)式となる。

$$P_n(t) = (P_{n,1}(k), P_{n,2}(k), \dots, P_{n,m}(k)) \quad \dots\dots\dots (10-2)$$

ただし、 $i=1 \sim m$ について、 $P_{n,i}(k)$ は(10-3)式で定義される。

$$P_{n,i}(t) = \sum_{k=1}^n P_i(k) \quad \dots\dots\dots (10-3)$$

10.3.3 水深方向の位置分布

(10-4)式に示すように、 $P_n(t)$ の各要素 ($i=1 \sim m$) を積算全画素数で除して位置分布を標準化し $f_{w,i}(t)$ とする。この分布を(10-5)式に示すように $F_w(t)$ で表す。

$$f_{w,i}(t) = P_{n,i}(t) / \sum_{i=1}^m P_{n,i}(k) \quad \dots\dots\dots (10-4)$$

$$F_w(t) = (f_{w,1}(t), f_{w,2}(t), \dots, f_{w,m}(t)) \quad \dots\dots\dots (10-5)$$

さらに、 $f_{w,i}(t)$ を(10-6)式で 5 画素毎に分級して、魚群の水深方向の位置分布 $F_w(t)$ として(10-7)式を得た。なお、 $m \approx 200$ であるので $F_w(t)$ は 40 分級となる。分級を 5 画素毎にしたのはロギングのデータ量を少なくするためである。

$$F_{w,j}(t) = \sum_{i=5(j-1)+1}^{5j} f_{w,i}(t) \quad \dots\dots\dots (10-6)$$

$$F_w(t) = (F_{w,1}(t), F_{w,2}(t), \dots, F_{w,40}(t)) \quad \dots\dots\dots (10-7)$$

急性毒物存在時における代表的な位置分布 $F_w(t)$ の例を図 10.1 (c) に示す。ここで、縦軸は水深 Y_i 、横軸は相対頻度 $F_{w,i}(t)$ である。このように、認識画像の水平方向の投影分布を逐次積算していくことにより、魚群を全体として見た時の水深方向の位置分布を評価した。

10.3.4 鼻上げ行動指標

第8章において、魚が1尾の場合の鼻上げ行動指標は、所定の計測期間において得られた位置分布について、魚が水深 Y_c より浅い所に位置した割合として定義された。ここで、 Y_c は水面近くの位置座標を表す。したがって、鼻上げ行動指標 $\cdot R_w(t)$ は、魚が水深 Y_c より浅い所に浮上する頻度が高い時には大きな値をとった。

複数尾の場合の位置分布も、1尾の場合と同様の分布になることが予備実験で確認されたので、複数尾の場合も、図10.1(c)に例示するように、水深 Y_c より浅い所($Y_1 \leq Y_i < Y_c$)に位置した割合として(10-8)式で定義した。

$$R_w(t) = \sum_{Y_i=Y_1}^{Y_c} F_{w,i}(t) \dots\dots\dots(10-8)$$

ここで、 Y_c (鼻上げ判定座標)は水面近くの位置座標を表し、 Y_c より上に位置した魚群が多い時に $R_w(t)$ は大きな値となり、鼻上げ行動を呈していることを示す。この考え方は魚が単数の場合と同様であるが、魚群を全体として見て水深方向の位置分布を計測する点が異なる。また、魚群の2次元投影画像の2値画像について水深方向の分布を評価するものであるため、1尾の場合と異なり、魚の向きや大きさの影響を受ける可能性もある。

10.3.5 画像監視方法

画像認識の頻度を1.0秒に1回とし、1回の監視の周期を10分としてこれを繰返した。ただし、9分が連続画像認識期間で1分が計測準備期間である。

10.4 実験結果と考察

10.4.1 急性毒物が存在しない条件での位置分布

4魚種(コイ,フナ,タナゴ,ウグイ)について、急性毒物が存在しない条件での代表的な位置分布と、 CN^- 注入後の位置分布とを図10.2～10.5に示す。各図に示すように、通常は多様な位置分布を呈す。これらの分布を第8章と同様にして分類すると、次のa～dになる。

- a : 全ての魚が水槽の底部付近に位置する
- b : 過半数の魚は水槽の底部付近に位置するが、一部の魚は水面近くに位置する
- c : 魚が水槽の上下にほぼ平均的に位置する
- d : 水槽の上部付近に多くの魚が位置する

これらのパターンの出現頻度は、a～cが高く、dは低かった。

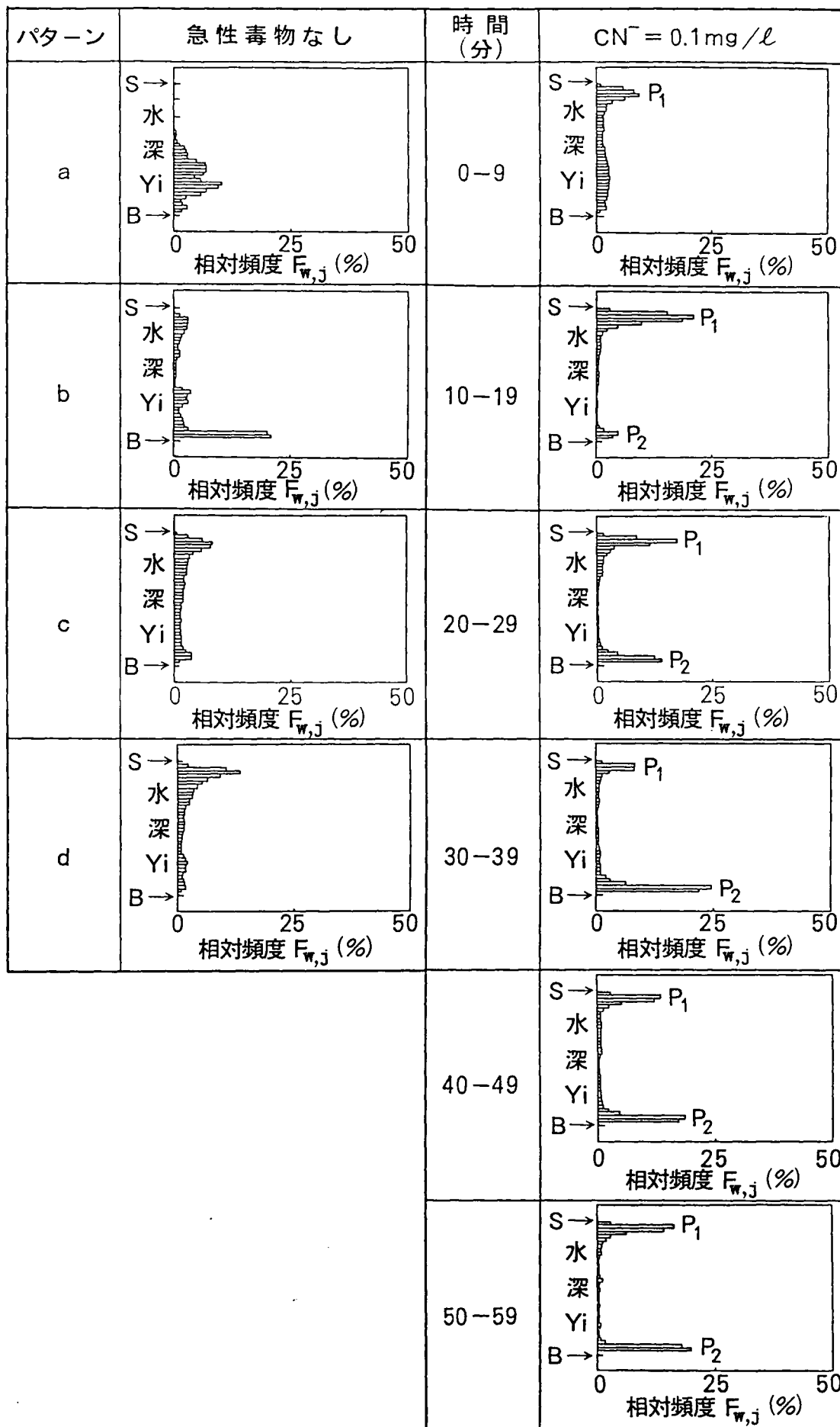


図10.2 コイ(5尾)の位置分布
(S:水面, B:水底)

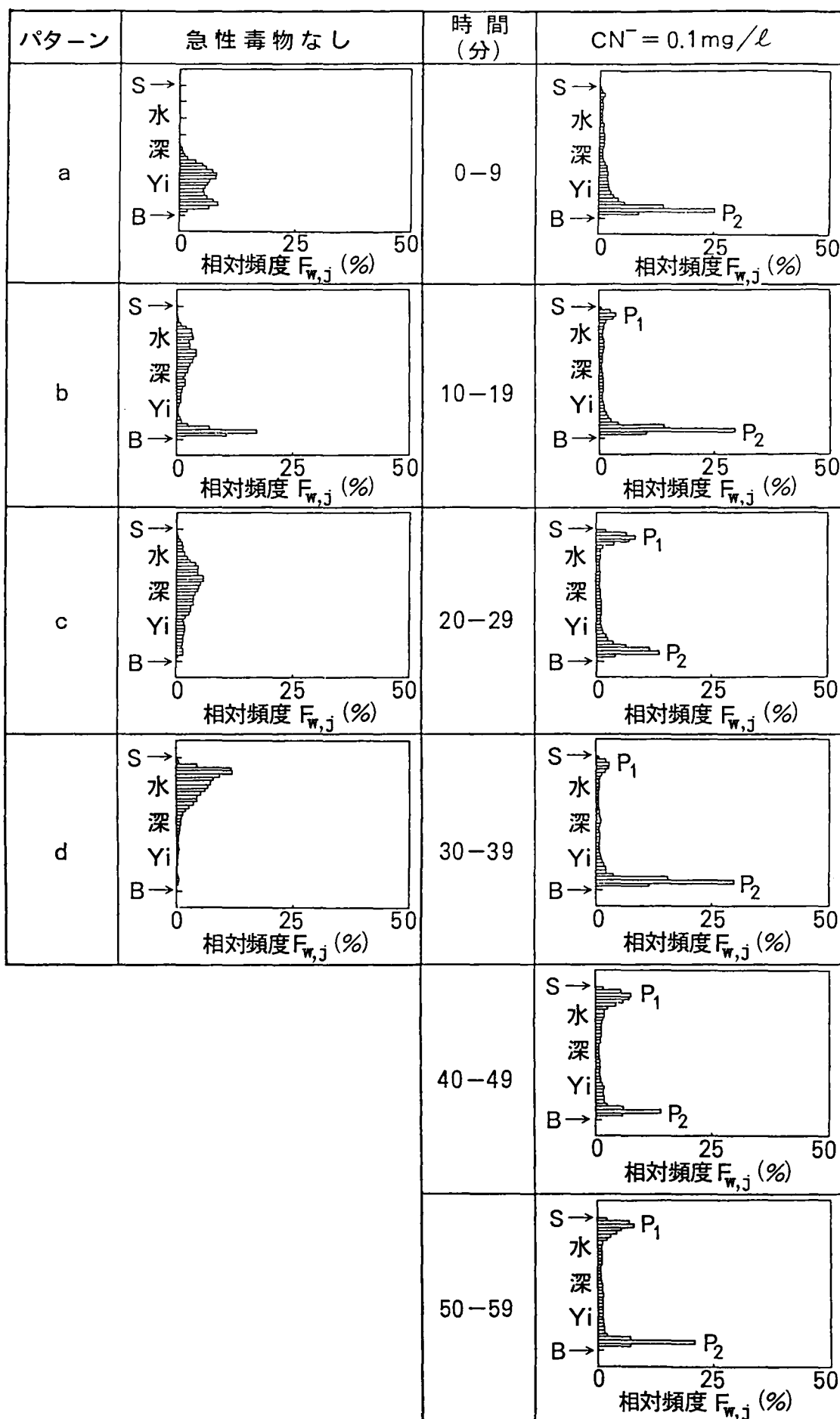


図10.3 フナ (5尾) の位置分布
(S : 水面, B : 水底)

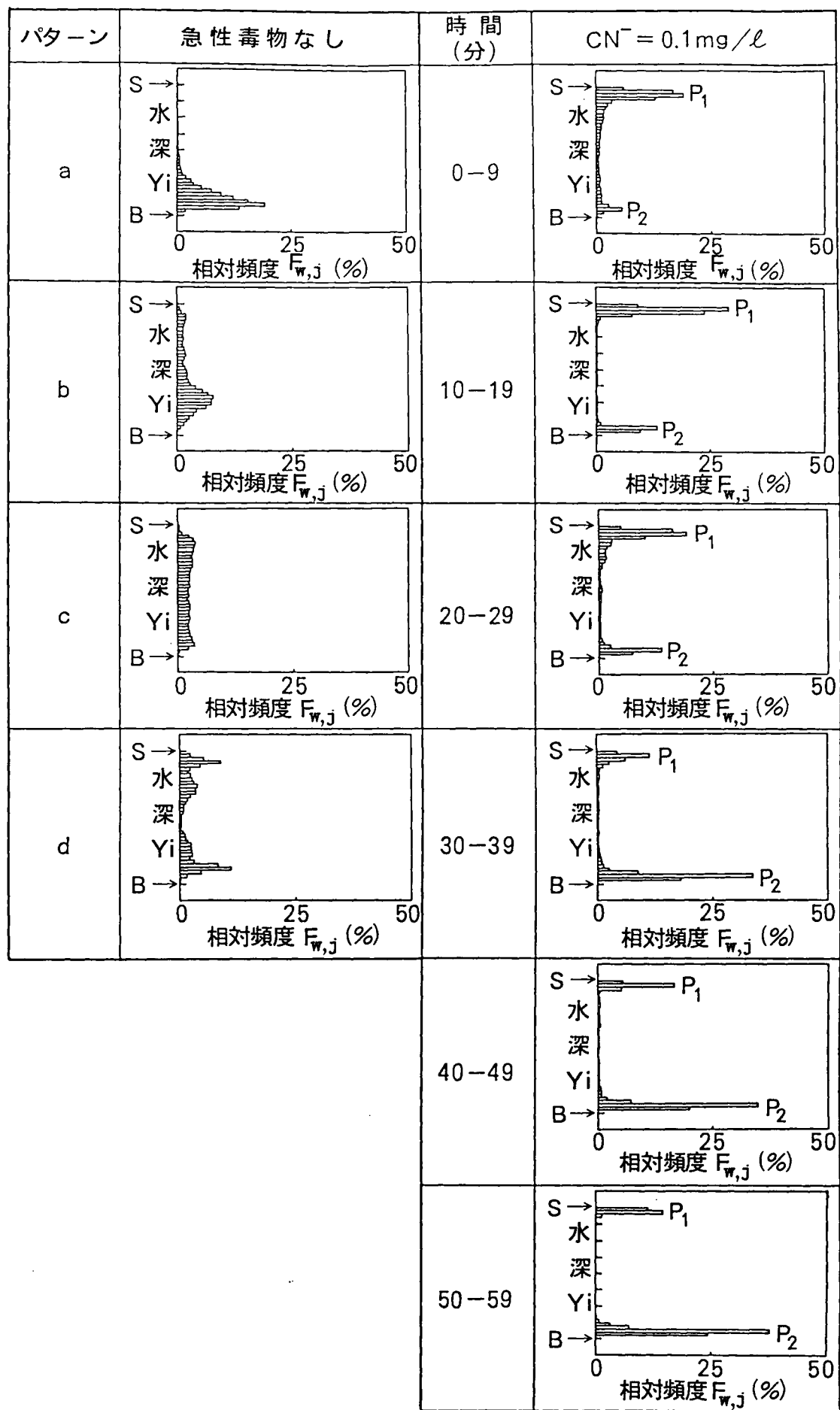


図10.4 タナゴ(5尾)の位置分布
(S:水面, B:水底)

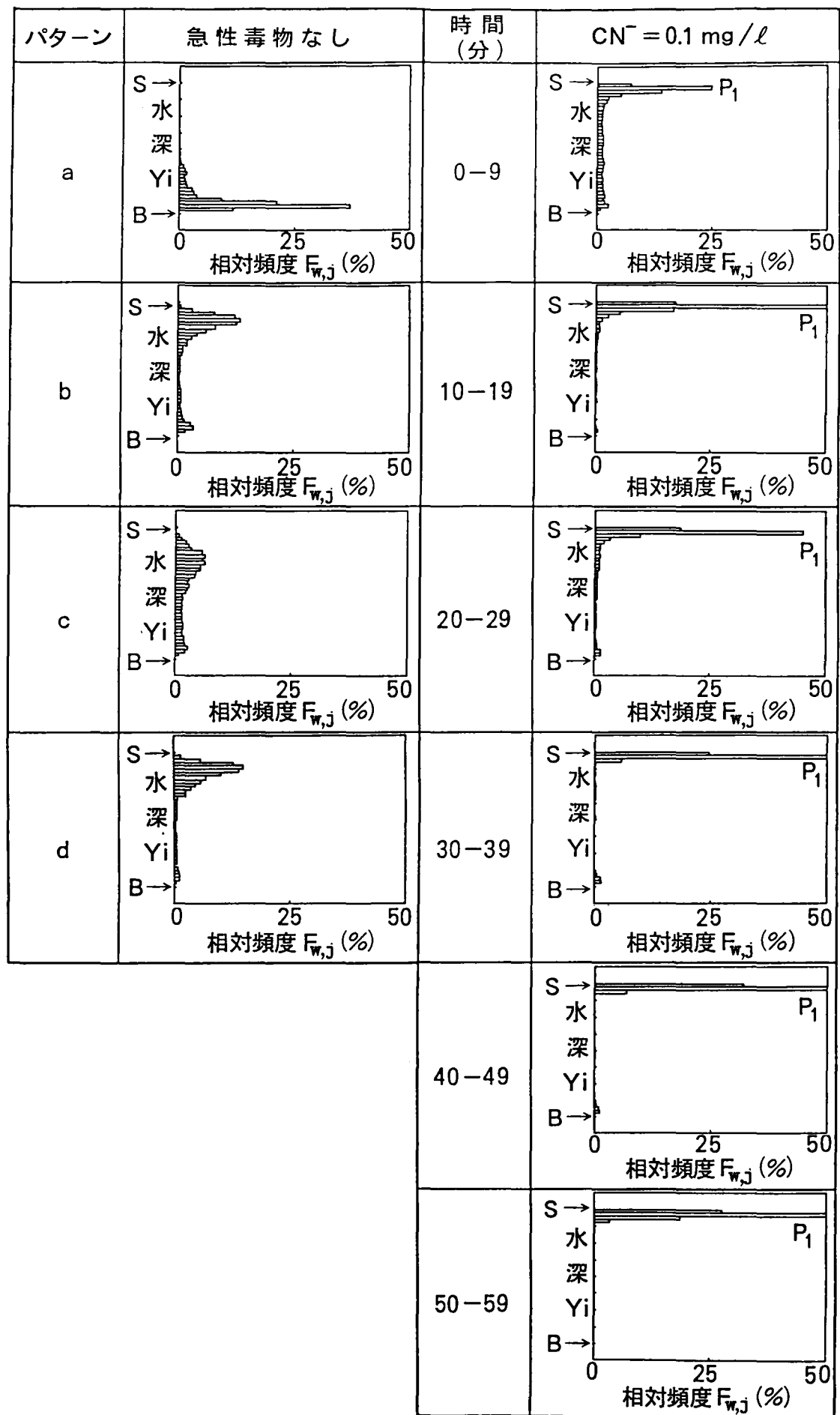


図10.5 ウグイ (5尾) の位置分布
(S : 水面, B : 水底)

10.4.2 CN⁻注入後の位置分布

図10.2～10.5において、CN⁻=0.1mg/ℓ注入した時の位置分布の経過には、いずれの魚種でも類似の位置分布パターンが観察された。すなわち、4魚種に共通して水面近くのピークP₁が出現し、ウグイを除く3魚種については水底近くのピークP₂が出現した。ピークP₁は水面に鼻上げた魚を、ピークP₂は水底に横転した魚を各々表す。これらの分布は9分間連続計測した平均の結果であるので、一定の位置に魚が静止していたことを常に表すものではなく、移動していた魚も含まれる。特に、CN⁻注入後60分までのコイとフナ、及び10ないし20分までのタナゴとウグイの各々の位置分布には、水槽の中位に一樣な頻度が出現している。このことは、目視観察によれば魚が水面近くと水底とを往復していたことを表す。これら位置分布の変化において、急性毒物存在時に共通する現象はピークP₁の存在であり、これは魚群が鼻上げ行動を呈していたことを表す。

なお、ピークP₁に象徴される位置分布の変化は、1尾の場合と類似している。すなわち、第9章、図9.7に示されたように、実験した4魚種についてほぼ同じ傾向が観察された。また、農薬の代表的な成分であるフェニトロチオン(fenitrothion)存在下において、10尾のグッピー(*Pecilia reticulata*)が水面近くに浮上するという目視観察結果が報告されている¹⁾。このことから、農薬の場合も含めて急性毒物を、魚群の鼻上げ行動から検知できるものと期待される。

10.4.3 鼻上げ行動指標の経時変化

4魚種についてCN⁻注入前後の鼻上げ行動指標・R_w値の経時変化を図10.6～10.9に示す。いずれの場合も、3～7日間の計測後にCN⁻を0.1mg/ℓ注入してR_w値の変化を1時間計測した。

Y_c値の設定は9.3.1節で述べたように、鼻上げ行動を呈した時の位置を参考にした。すなわち、図10.10に示すように魚群が水面近傍に浮上するが、鼻上げ行動指標はこの時の2値画像の投影分布から計算される。そこで、図10.10を参考に予備検討しY_c=3(水面近傍30mm)を選定した。

図10.6～10.9において、R_w値はCN⁻注入前にはランダムに変動しており、魚が水面に浮上する現象は確率事象であることが示唆された。魚群が水面近くに浮上する頻度はCN⁻注入前にも0ではないが、注入後のR_w値は注入前より高くなることが認められた。このことは、複数の魚の場合もR_w値の差を用いて鼻上げ行動を監視可能なことを示唆する。

以上の結果から、本章で提案した、魚群についての鼻上げ行動指標は、急性毒物の検知に有効であることを確認した。

10.4.4 鼻上げ行動指標の頻度分布

魚群が水面近くに浮上する頻度は確率事象と考えられるので、この頻度分布の確からしさは母集団からのサンプリング量に依存する。たとえば、CN⁻注入前のR_w値の最大値は

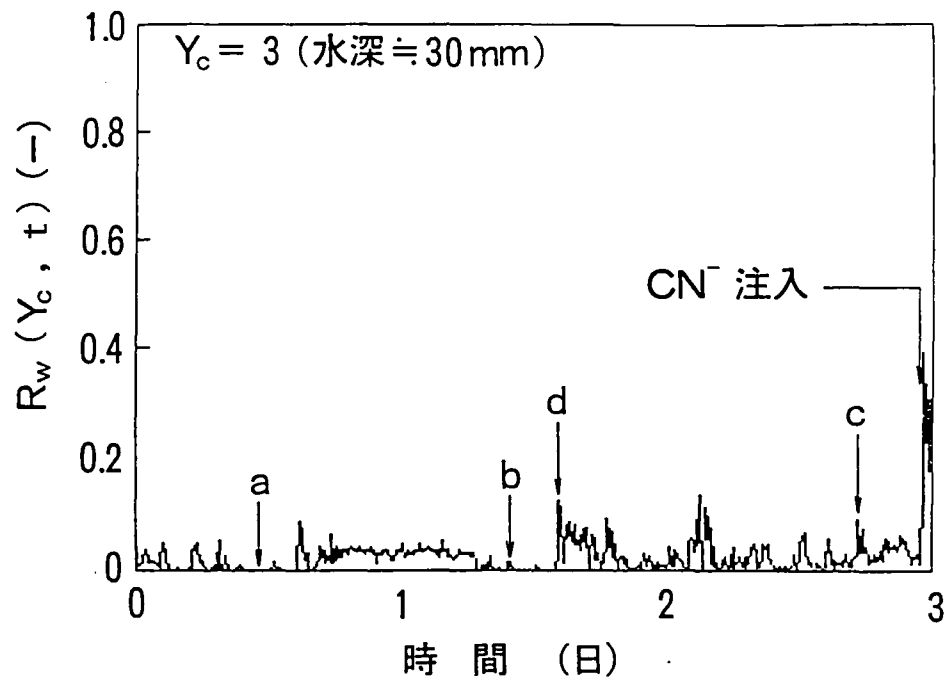


図10.6 コイ(5尾)の R_w 値の経時変化

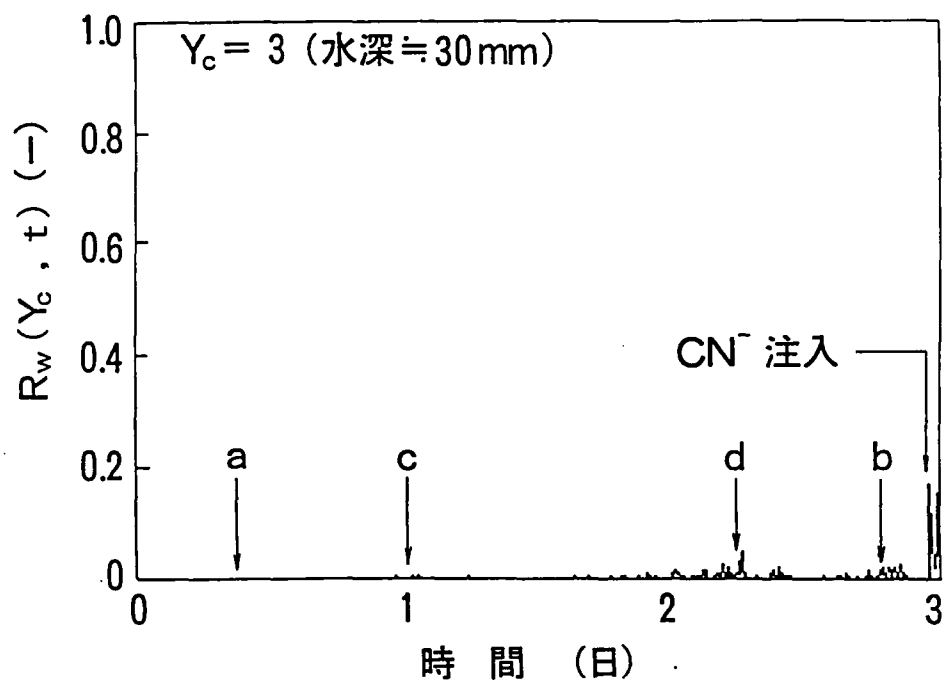


図10.7 フナ(5尾)の R_w 値の経時変化

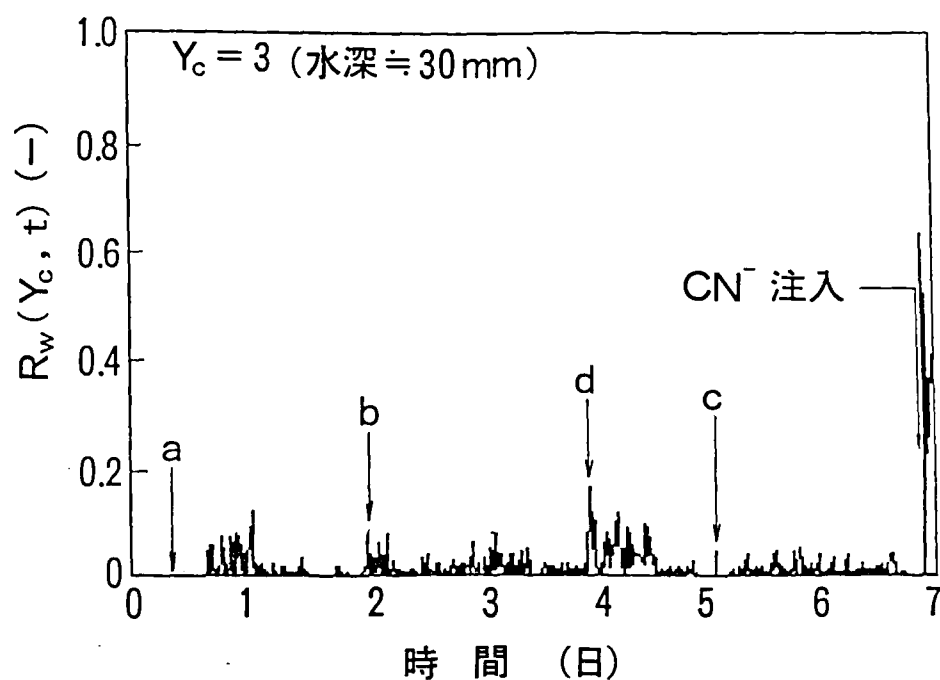


図10.8 タナゴ(5尾)の R_w 値の経時変化

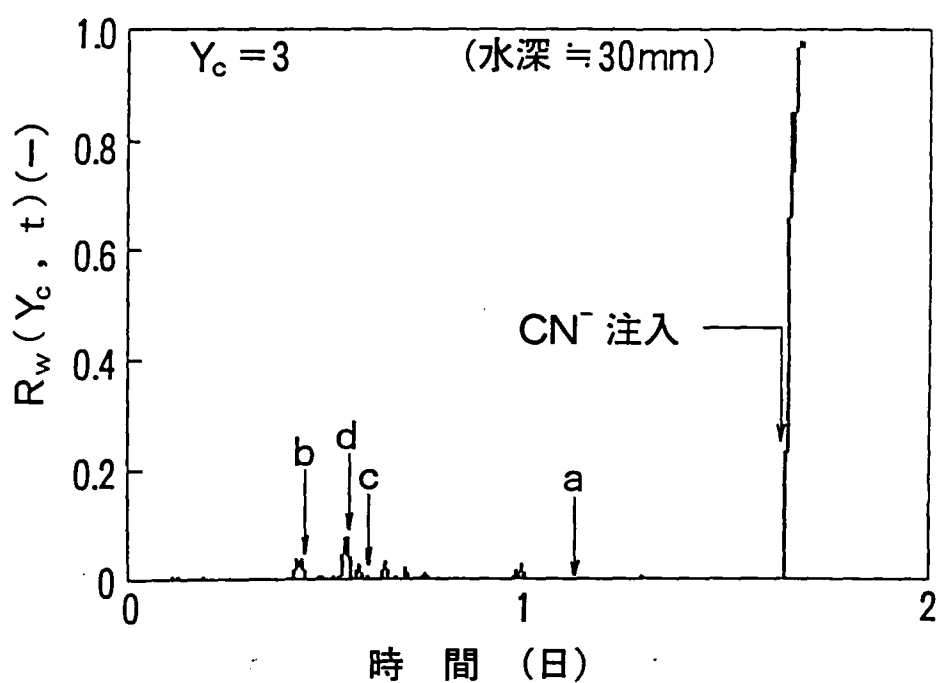


図10.9 ウグイ(5尾)の R_w 値の経時変化

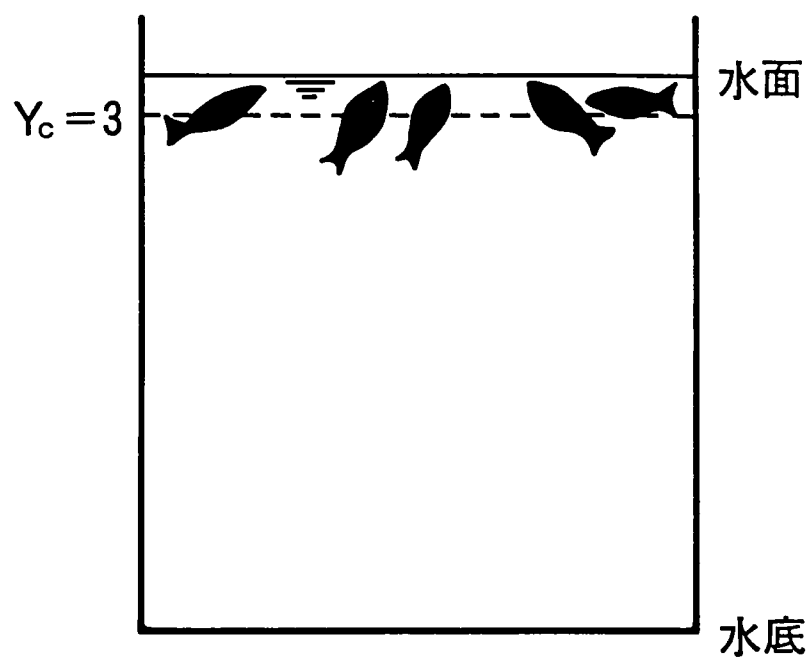


図 10.10 鼻上げ行動時の魚群の位置

計測期間の長さによって変化する。

そこで、これらの関係を明らかにする目的で、第9章と同様にして、鼻上げ行動指標・ R_w 値の頻度分布を計算した。すなわち、 R_w 値の相対頻度を $F_r(R_w)$ と記し、これを自然対数表示して F_g と記す。 R_w 値と F_g の関係を図10.11～10.14に示す。これらの図から明らかなように、 CN^- 注入前のいずれの分布も直線で近似することが可能であった。この近似式を最小二乗法で計算して(10-9)～(10-12)式を得た。

$$\text{コイ： } F_g = (-44.5) R_w \cdots \cdots (10-9)$$

$$\text{フナ： } F_g = (-122) R_w \cdots \cdots (10-10)$$

$$\text{タナゴ： } F_g = (-46.3) R_w \cdots \cdots (10-11)$$

$$\text{ウグイ： } F_g = (-75.5) R_w \cdots \cdots (10-12)$$

$$\text{ただし、 } F_g = \log_e(F_r(R_w)) \cdots \cdots (10-13)$$

したがって、 R_w 値の頻度分布は、1尾の場合と同様に指数分布で近似できることが見出された。一般式は(9-6)式と同じ(10-14)式となる。

$$F_g = -r_f \cdot R_w \cdots \cdots (10-14)$$

ここで、係数 r_f は、魚の種類、個体的な成長状態と栄養条件、並びに水温や溶存酸素濃度などの環境因子によって変化するものと思われる。本研究では一定の状態を仮定し、(10-14)式を利用した急性毒物の判定基準について次節で考察する。

10.4.5 急性毒物の判定基準

まず、 n 回監視した時に1回だけ生起する相対頻度 $F_r(R_w)$ は $1/n$ であるので、(10-13)式から、自然対数値 F_g は(10-15)式で表される。

$$F_g = \log_e(1/n) \cdots \cdots (10-15)$$

この時の R_w 値を判定基準値と呼称し、 R_w^* と記すことにする。(10-14)式のモデルが成り立つとすると、(10-16)、(10-17)式が得られる。

$$-r_f \cdot R_w^* = \log_e(1/n) \cdots \cdots (10-16)$$

$$\therefore R_w^* = \frac{\log_e(n)}{r_f} \cdots \cdots (10-17)$$

仮りに1ヶ月に1回の確率でしか起こらない R_w^* 値を異常とみなし、以下に R_w^* の一例を求める。10分毎に監視を続けると1ヶ月は4320回(30日/月×24時間/日×6回/時=4320回/月)となるので、 $n=4320$ として(10-17)式を計算すると、表10.2が得られる。同様にして1年に1回しか起こらない R_w^* 値も合わせて表10.2にまとめた。

このように、 n 値(観測期間)を選ぶことにより R_w^* 値を設定できるので、 n 値設定の大小で検知感度をチューニングすることができる。当然、 n 値が小さければ検知確率は高まるが、他方、検知感度は低下する。すなわち、誤報の頻度が増加する。しかし、誤報を少

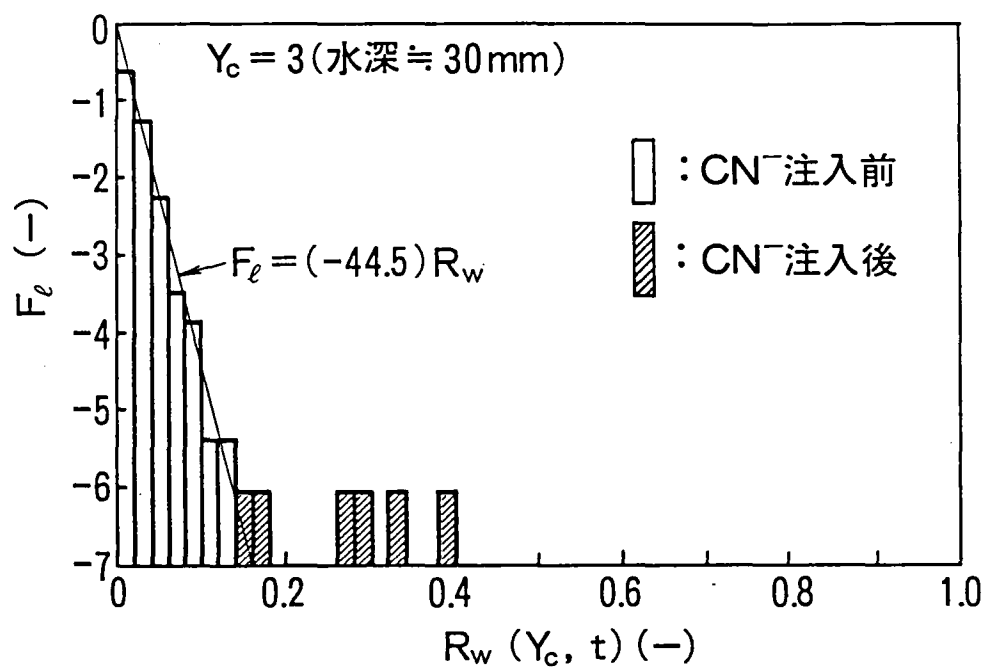


図10.11 コイ (5尾) の R_w 値の頻度分布

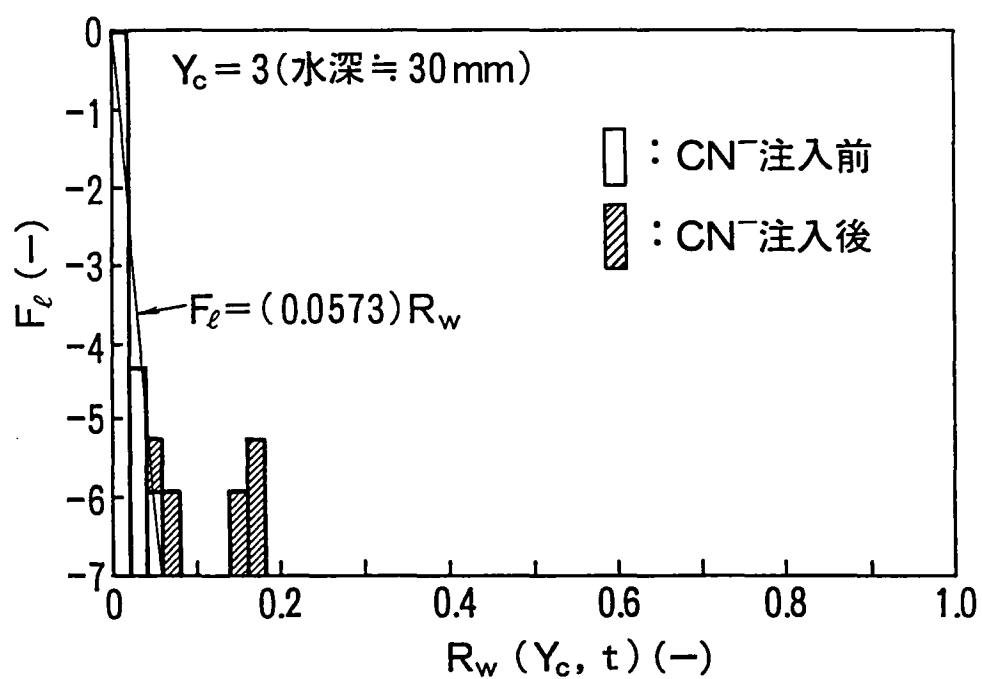


図10.12 フナ (5尾) の R_w 値の頻度分布

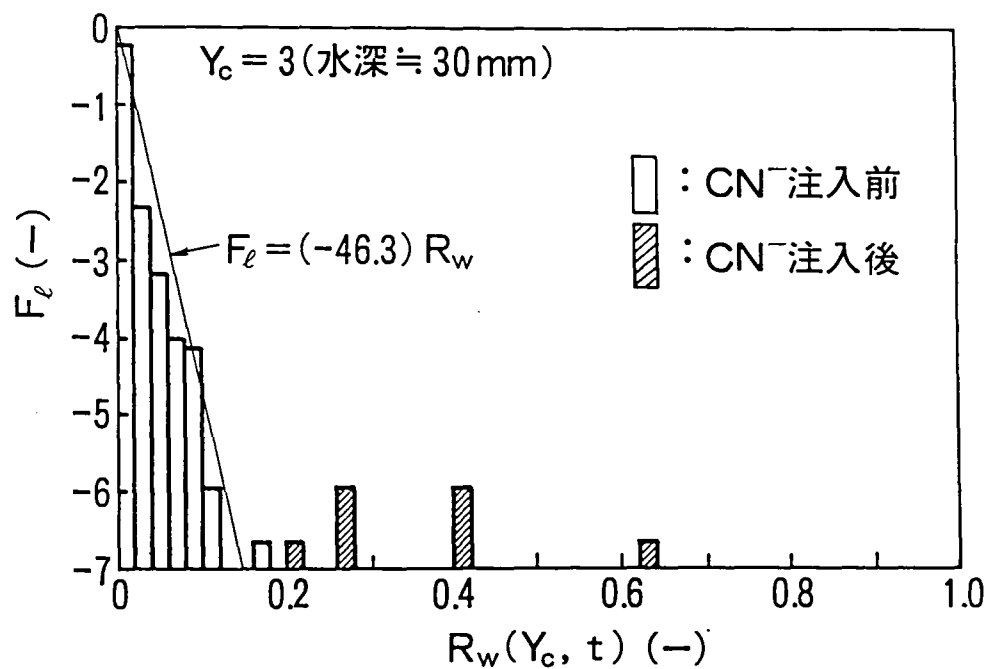


図10.13 タナゴ(5尾)の R_w 値の頻度分布

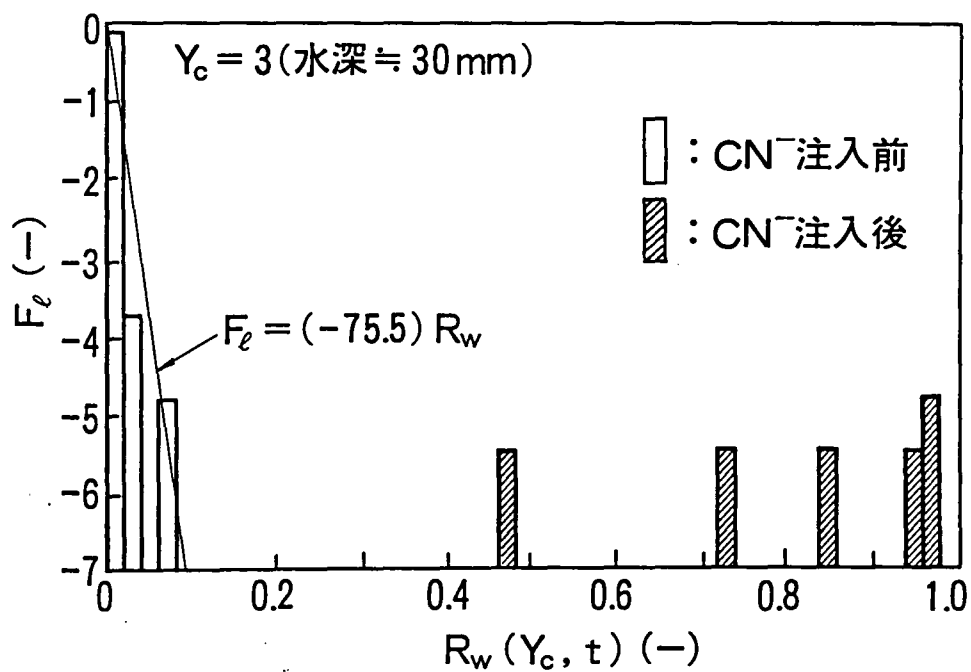


図10.14 ウグイ(5尾)の R_w 値の頻度分布

表10.2 魚群の行動パターンの特性

魚 種	正 常 状 態		異 常 状 態			ケ-ススタディ-			
	r_f	$R_{w,max}$	$R_{w,max}^*$	$R_{w,max}^* - R_{w,max}$	$\frac{d R_w}{d t}$	$n = 4320 (1 \text{ ヶ月})$		$n = 52560 (1 \text{ 年})$	
	(-)	(-)	(-)	(-)	(1/分)	R_w^*	T_d^*	R_w^*	T_d^*
コ イ	44.5	0.13	0.39	0.26	0.013	0.19	20	0.24	20
フ ナ	122	0.05	0.17	0.12	0.016	0.069	10	0.089	10
タナゴ	46.3	0.16	0.62	0.46	0.042	0.18	10	0.23	10
ウグイ	75.5	0.074	0.97	0.90	0.046	0.093	10	0.14	10
上記4魚種混合	63.5	0.10	0.43	0.33	0.024	0.13	10	0.17	10

なくするために n 値を大きくしても、その間に環境条件が異なってくるほど大きな値では不適切である。また、10.4.4 節の結果からは、 R_w 値の頻度分布はある期間では一定のパターンに従うものと思われ、この期間が3ないし7日であることが示された。この期間の連続監視から、 r_f 値を随時更新しておくことが望ましい。このことは、過去 n 回の監視結果によって r_f 値が求まるので、(10-17)式から R_w^* を自動的に設定更新できることを意味する。

10.4.6 急性毒物の検知時間

図10.11～10.14について、 CN^- 注入前後の R_w 値の経時変化を図10.15～10.18に示す。あらかじめ各魚種について $n=4320$ の R_w^* を求め、次に $R_w > R_w^*$ となる時間を検知時間 T_d^* とした。図10.15～10.18から T_d^* を10分単位で読み取った。結果を表10.2にまとめた。これより明らかなように、4魚種とも急性毒物を検知可能であって、検知時間は10～20分と期待された。

10.4.7 混合魚群の場合

実際の浄水場では複数魚種の魚群が飼育されており、このような系にも適用可能なことが望ましい。そこで、この飼育系を模擬した実験を行なった。表10.1に示すように、コイ、フナ、タナゴ及びウグイを各々2尾ずつ混合して飼育した。 $CN^- = 0.1 \text{ mg/l}$ における位置分布の経過を図10.19に、 R_w 値の経時変化を図10.20に、また、 R_w 値の頻度分布を図10.21に示す。図10.19に示すようにピーク P_1 が出現し、図10.20に示すように R_w 値の増加により鼻上げ行動を検知できることが確認された。また、図10.21に示すように CN^- 注入前の頻度分布は(10-18)式で近似でき、 CN^- 注入後はこの分布から大きくはずれた。

$$F_g = (-63.5) R_w \dots\dots\dots (10-18)$$

前の節と同様にして R_w^* を計算すると、表10.2となる。また、図10.22からも明らかなように、急性毒物の存在を10分で検知可能と期待された。

10.4.8 魚種の検討

検知感度については、 CN^- 注入前の R_w 値の最大値 ($R_{w, \max}$ と記す) と、 CN^- 注入後の R_w 値の最大値 ($R_{w, \max}^*$ と記す) との差で評価し、応答速度については dR_w/dt で評価した。これらの値を計算し表10.2に示した。この結果から、コイやフナでも CN^- の存在を検知可能と思われるが、魚類の飼育が原水水質で可能であれば、感度の高い魚はウグイとタナゴであろう。なお、著者らの実験ではタナゴの方が飼育性が容易であった。

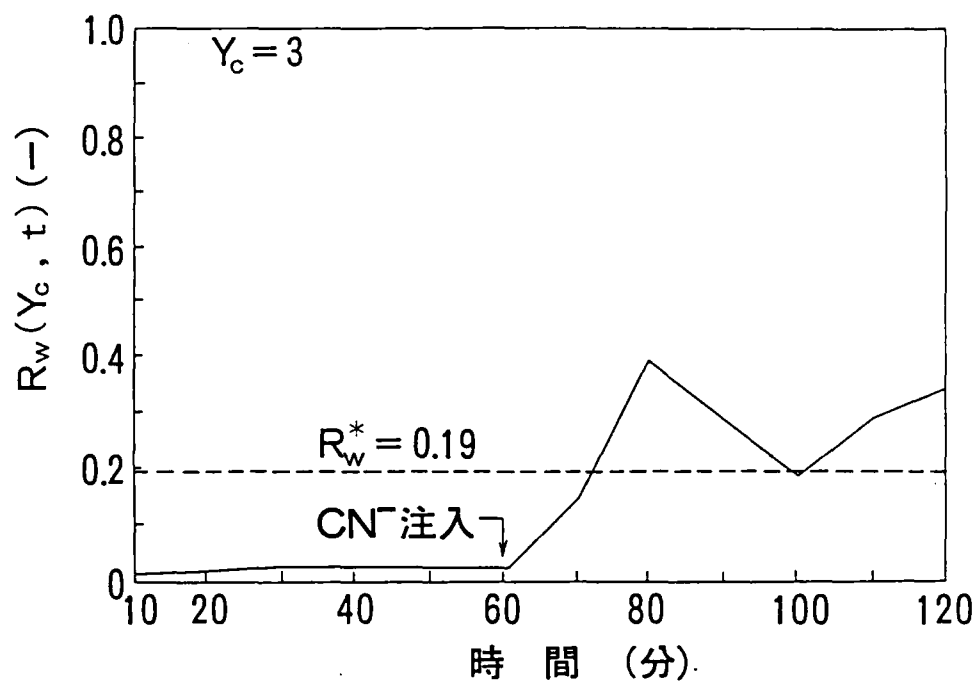


図10.15 CN^- 注入前後の R_w 値の変化 (コイ)

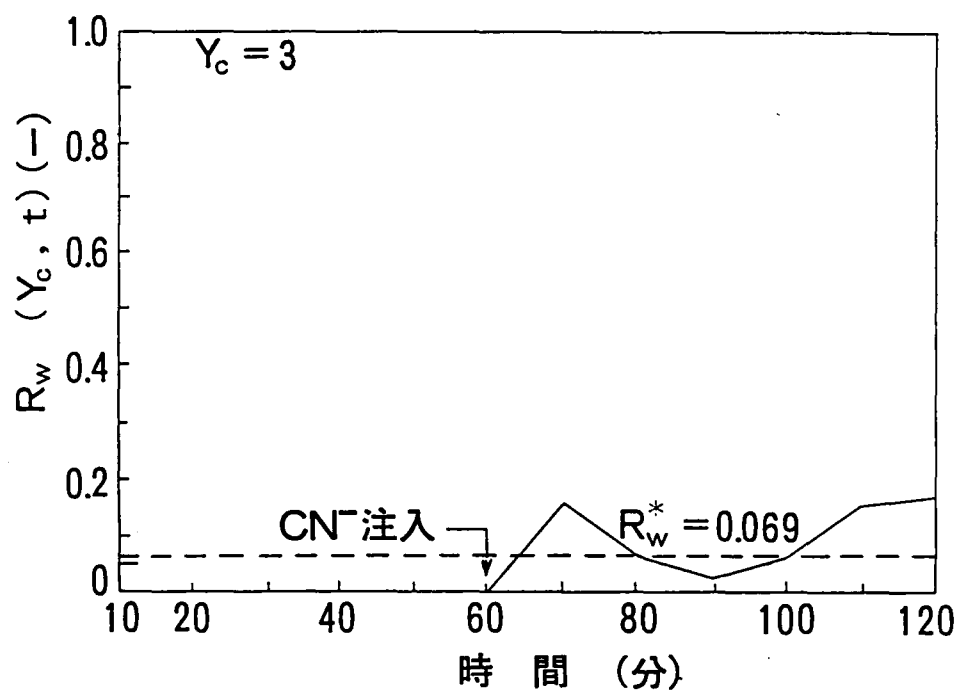


図10.16 CN^- 注入前後の R_w 値の変化 (フナ)

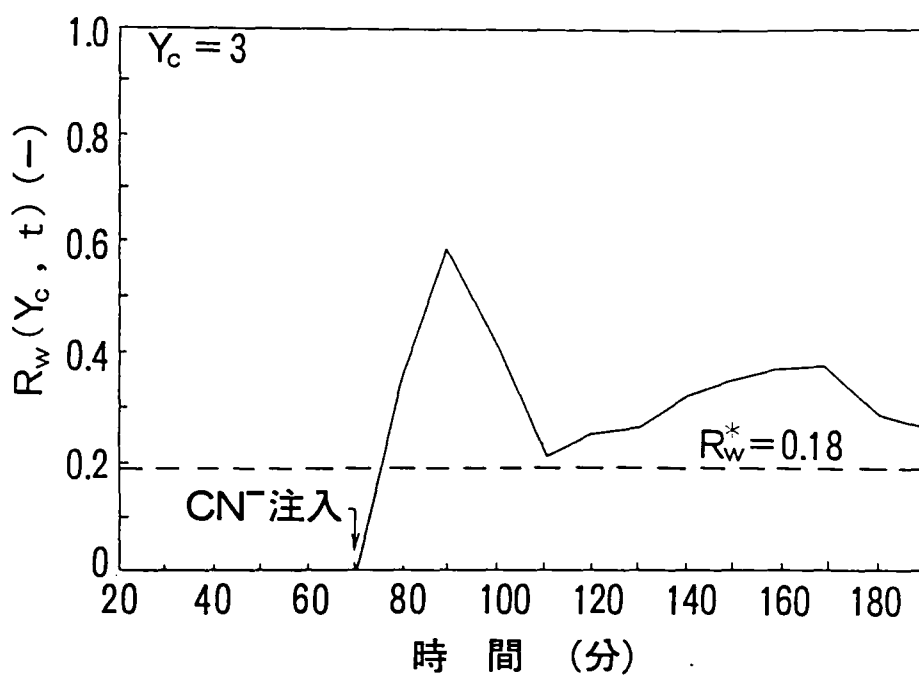


図10.17 CN^- 注入前後の R_w 値の変化 (タナゴ)

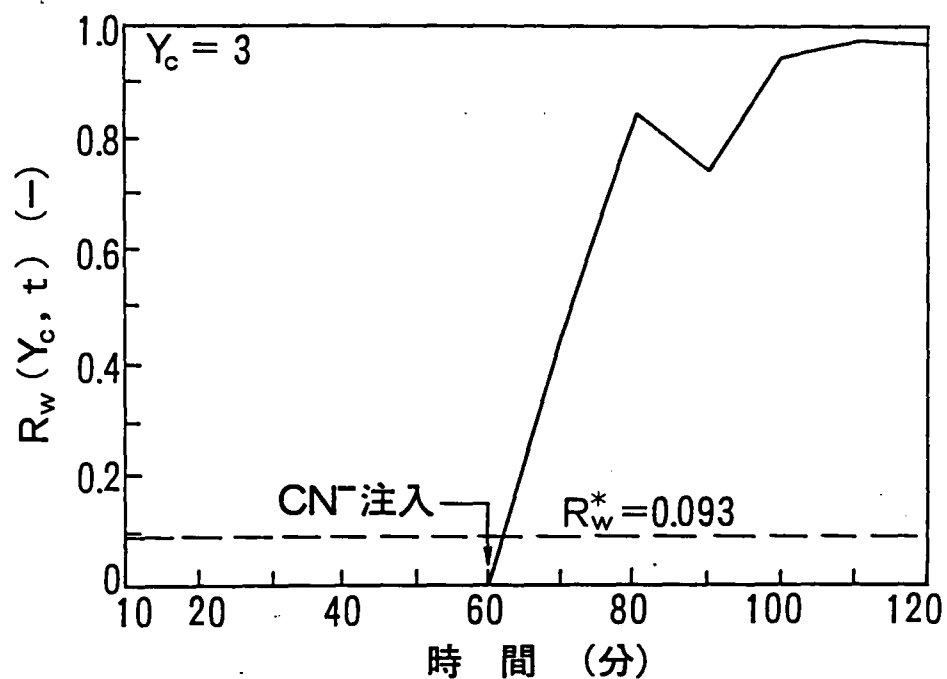


図10.18 CN^- 注入前後の R_w 値の変化 (ウグイ)

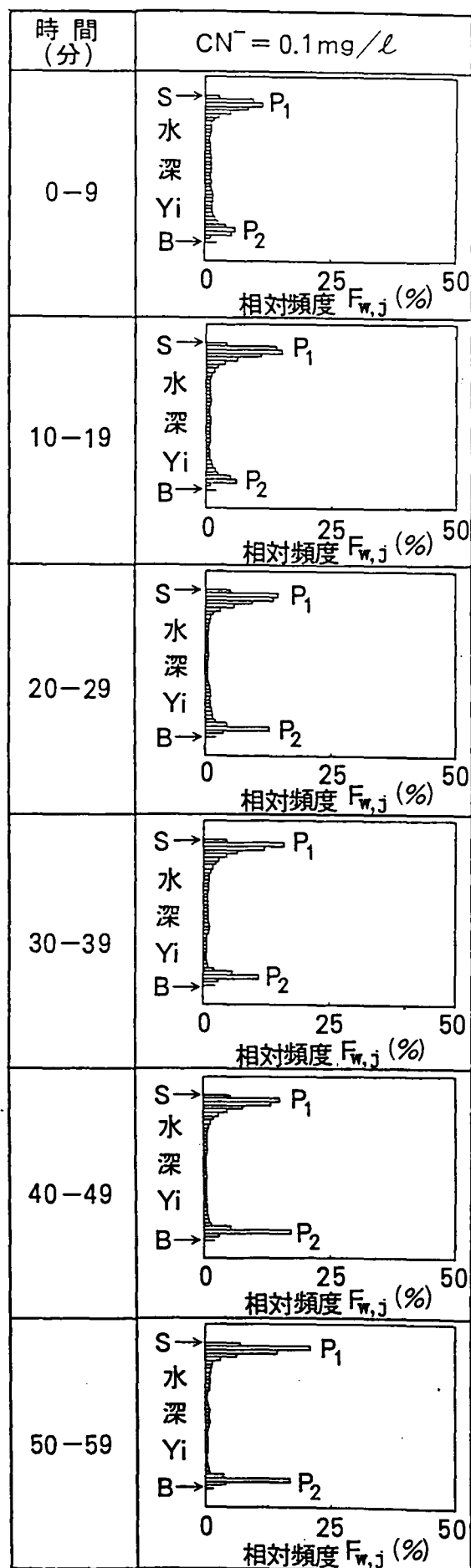


図10.19 魚種混合時の位置分布

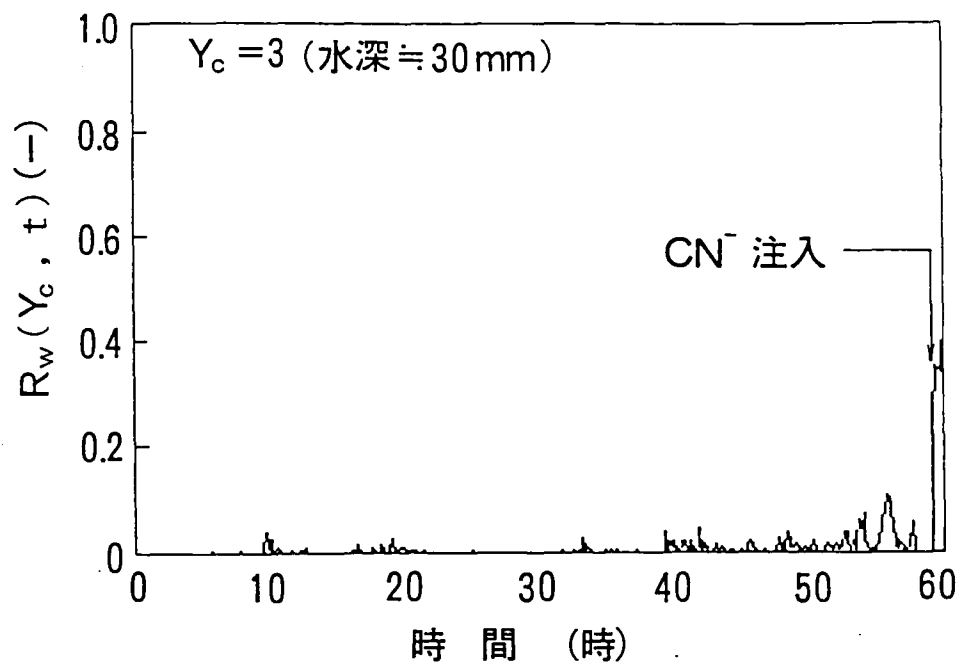


図10.20 魚種混合時の R_w 値の経時変化

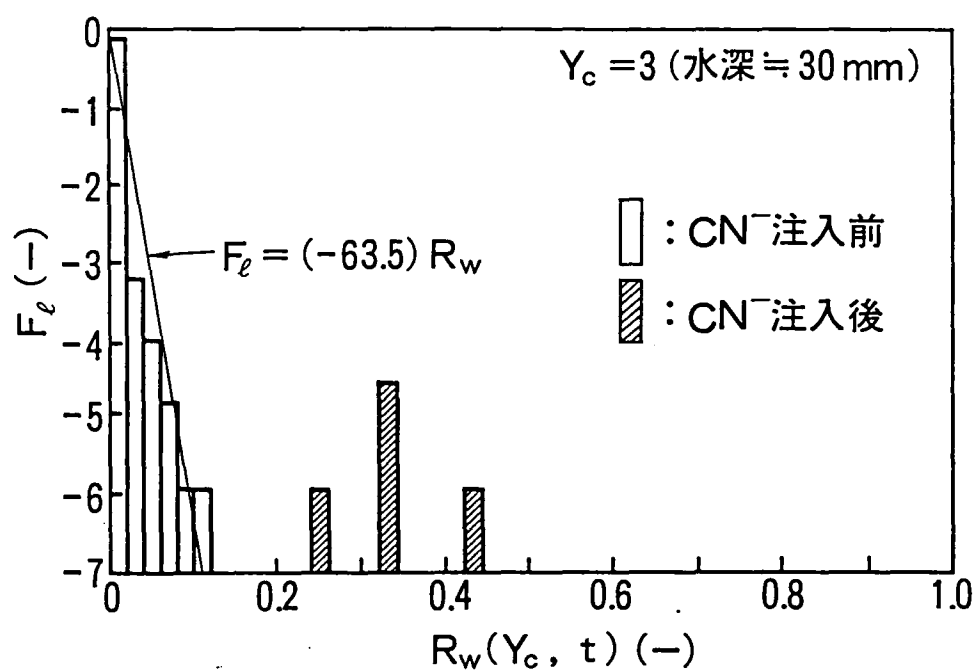


図10.21 魚種混合時の R_w 値の頻度分布

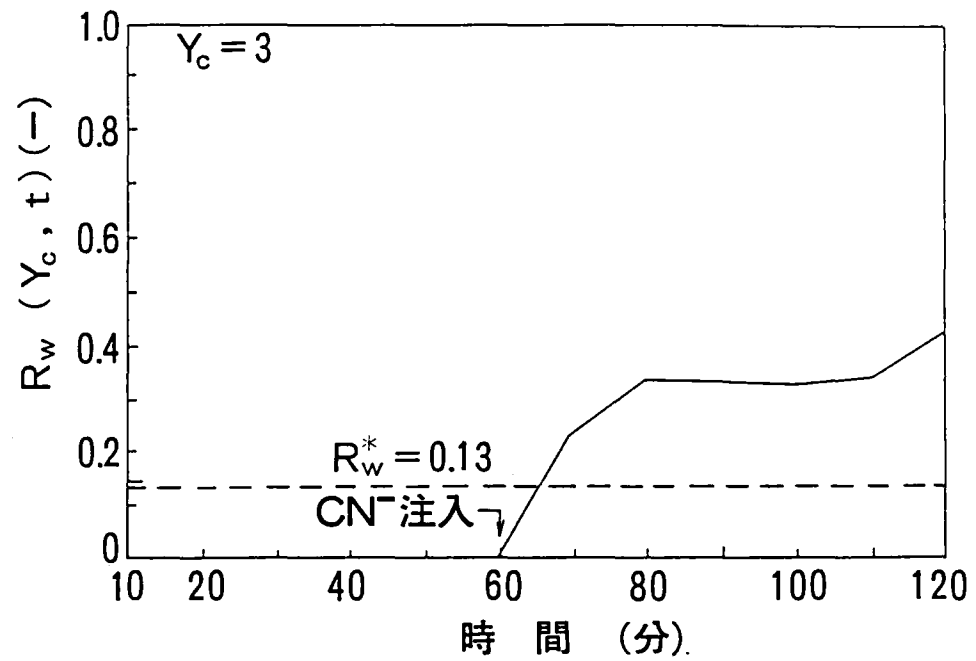


図10.22 CN⁻注入前後のR_w 値の変化 (魚種混合時)

10.5 結 言

本章では、複数の魚を用いて水質監視の信頼性向上をはかるために、コイ、フナ、タナゴ、ウグイ各5尾などを用い、CN⁻注入前後の水深方向の位置分布を解析した。得られた結果を以下に要約する。

- 1) 急性毒物検知の信頼性向上を目指して、1尾の魚について提案した”鼻上げ行動指標”を複数の場合に拡張した。(10.3節)
- 2) 実験した4魚種の場合について、本論文で提案した画像監視方法は、急性毒物の存在を識別する目的に有用であることを確認した。(10.4.1～10.4.3節)
- 3) 鼻上げ行動指標の頻度分布に関する統計モデルとして指数分布が適合することを見出した。(10.4.4節)
- 4) n値設定の大小で検知感度をチューニングする計算式を導いた。(10.4.5節)
- 5) CN⁻=0.1mg/ℓの急性毒物に対して、検知時間は10～20分と期待され、ウグイ及びタナゴの感度が高かった。(10.4.6, 10.4.8節)
- 6) 実際の浄水場を模擬して複数魚種からなる魚群で実験を行った結果、急性毒物を10分で検知可能と期待された。(10.4.7節)

以上のことから、本章で提案した魚群の画像監視手法は急性毒物の連続自動監視に有効であるものと期待された。

10.6 参考文献

- 1) 宮下衛：殺虫剤によるグッピー稚魚の行動変化，日本公衆衛生雑誌，Vol.31，No.8，pp.363-366(1984)

第 1 1 章 魚群行動に及ぼす CN^- 濃度の影響

第 1 1 章

魚群行動に及ぼす CN^- 濃度の影響

概 要

複数の魚(タナゴ)を用いて、水深方向の行動パターンに及ぼす CN^- 濃度の影響を調べた。その結果、 CN^- 濃度 = $0.01\text{mg}/\ell$ では位置分布に変化は認められず、 CN^- 濃度 $\geq 0.05\text{mg}/\ell$ において鼻上げ行動指標の増加が認められた。また、 CN^- 濃度 $\geq 0.05\text{mg}/\ell$ を10分で検知可能と期待され、コイ1尾と比較して高い応答速度を示した。

1 1 . 1 緒 言

第 1 0 章において、複数の魚の行動パターンを画像監視する方法を提案し、4 魚種、及びこれら 4 魚種を混合した場合について、 $\text{CN}^- = 0.1\text{mg}/\ell$ の条件で鼻上げ行動指標の有効性を明らかにした。また、検知感度及び応答速度の点で、ウグイとタナゴが飼育魚として適していることを明らかにした。飼育性の点でタナゴが優れていたため、本章では、タナゴを用いて、 $\text{CN}^- = 0.05 \sim 1.0\text{mg}/\ell$ の条件で CN^- 濃度の影響を調べた。

1 1 . 2 実験装置、材料及び方法

1 1 . 2 . 1 実験装置及び材料

実験装置は、第 7 章の図 7 . 1 及び図 7 . 2 と同じであるので説明を省略する。供試魚はタナゴ(Rhodeus osellatus osellatus)を用いた。タナゴの体長及び体重を表 1 1 . 1 に示す。飼育及び実験条件は、水温 = 20°C 、溶存酸素濃度 = $7.3 \sim 7.6\text{mg}/\ell$ 、 $\text{pH} = 7.5 \sim 7.6$ であった。

1 1 . 2 . 2 実験方法

第 7 章～第 1 0 章と同様に、画像監視する水槽とほぼ同じ条件の水槽で、複数の魚を予め飼育した後、実験用の水槽に移し、この水槽の環境に 1 日以上順応させて実験を開始した。供試水としてはこれまで同様、予め残留塩素を除去した水道水を用い、急性毒物としてはシアン化カリウムを用いた。

水中に有毒物質が溶解していない状態と、シアン化カリウムを溶解(水槽中の平均 CN^-

表11.1 実験条件(タナゴ, *Rhodeus osellatus osellatus*)

R u n	1	2	3	4	5
平均体長(mm)*	57	58	61	58	55
平均体重(g)*	2.0	2.0	3.5	2.1	2.1
CN ⁻ (mg/l)	0.01	0.05	0.1	0.5	1.0

*: 5尾の平均値

濃度=0.01~1.0mg/ℓ)させた状態とにおいて、魚類の水深方向の位置分布を計測した。
なお、1回供試した魚群は、他の実験には使用しなかった。

11.2.3 画像監視方法

第10章に従い、魚群の位置分布を計測し、さらに魚群の鼻上げ行動指標を(10-8)式で計算した。また、第10章同様、 $Y_c = 3$ とした。

画像認識の頻度を1.0秒に1回とし、1回の監視の周期を10分としてこれを繰返した。ただし、9分が連続画像認識期間で1分が計測準備期間である。

11.3 実験結果と考察

11.3.1 CN^- 注入前後の位置分布

急性毒物が存在しない条件でのタナゴの代表的な位置分布については、第10章の図10.4に示したので説明を省略する。 CN^- 注入後の位置分布については、Run1~5の $CN^- = 0.01 \sim 1.0 \text{ mg}/\ell$ をまとめて図11.1に示す。図11.1の $CN^- = 0.01 \text{ mg}/\ell$ の場合には、位置分布の変化は認められず、その後2時間の計測結果(図示せず)にも変化は認められなかった。したがって、 $0.01 \text{ mg}/\ell$ では CN^- がタナゴの行動に及ぼす影響は極めて小さく慢性的であるといえる。シアンが生物の生態に及ぼす影響は、代謝サイクルのチトクロームオキシダーゼに対する阻害で、細胞の呼吸を停止させるものである。しかし、生体内のシアンは一部は肺からも排出される。¹⁾長時間暴露した実験は行っていないが、 $CN^- = 0.01 \text{ mg}/\ell$ の場合にはこのようなシアンの排出が起こっているものと類推される。

一方、図11.1の $0.05 \sim 1.0 \text{ mg}/\ell$ では CN^- 注入直後から魚群が水面近くに高い頻度で位置したことを示すピーク P_1 が出現した。このことは、タナゴが鼻上げ行動を呈したことを示す。このような位置分布の変化は、第8章で明らかにした1尾のコイの場合とほぼ同じ傾向である。 CN^- 濃度については、コイの場合は $0.1 \text{ mg}/\ell$ 以上でピーク P_1 が出現したことから、検知感度についてはタナゴの方がやや有利であるといえる。

11.3.2 鼻上げ行動指標の経時変化

CN^- 注入前後の鼻上げ行動指標・ R_w 値の経時変化を図11.2~6に示す。図11.2の $CN^- = 0.01 \text{ mg}/\ell$ の場合には R_w 値の変化は認められないが、図11.3~6の $CN^- \geq 0.05 \text{ mg}/\ell$ では、いずれの場合も R_w 値は CN^- 注入後に即座に増加した。ただし、図11.4(図10.8と同一図)の $CN^- = 0.1 \text{ mg}/\ell$ の場合を除けば、計測期間は20時間以内であったので、計測期間としては充分といえない。そこで、図11.4に示す R_w 値の出現頻度を、急性毒物が存在しない条件での代表的なパターンと仮定し、 R_w 値の頻度分布を計算した。その結果、図11.7(図10.13と同一図)に示すように指数分布で近似することができた。第10章で解析したように、判定基準値は0.18となる。

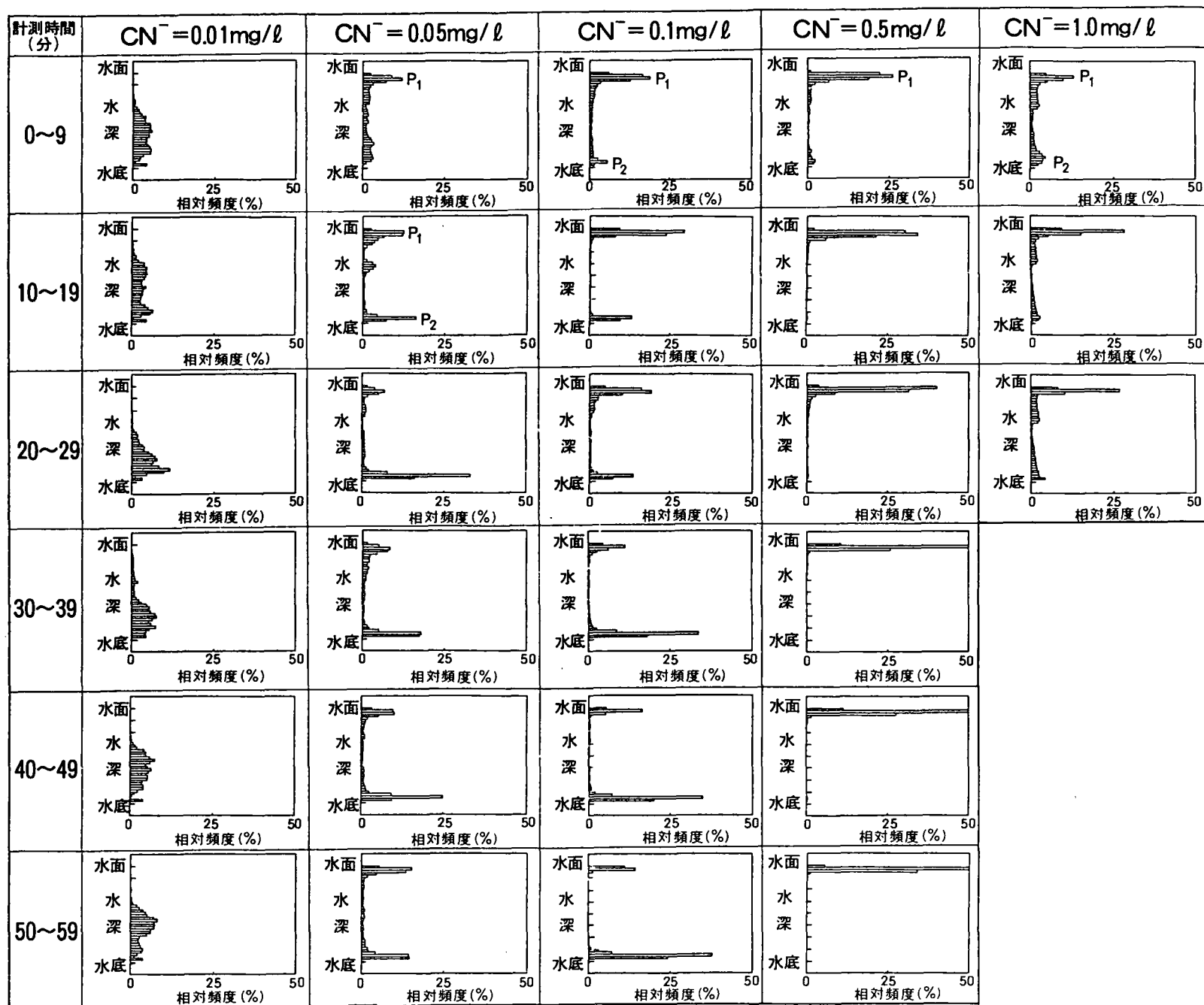


図 11.1 CN^- 存在下の魚群 (タナゴ 5 尾) の位置分布

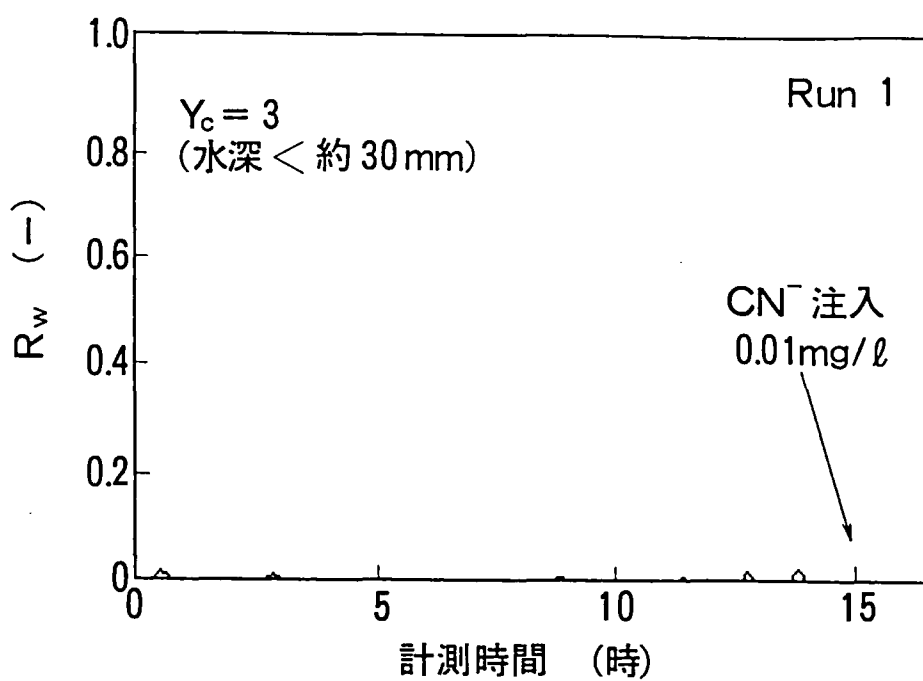


図11.2 Run 1 における R_w 値の経時変化

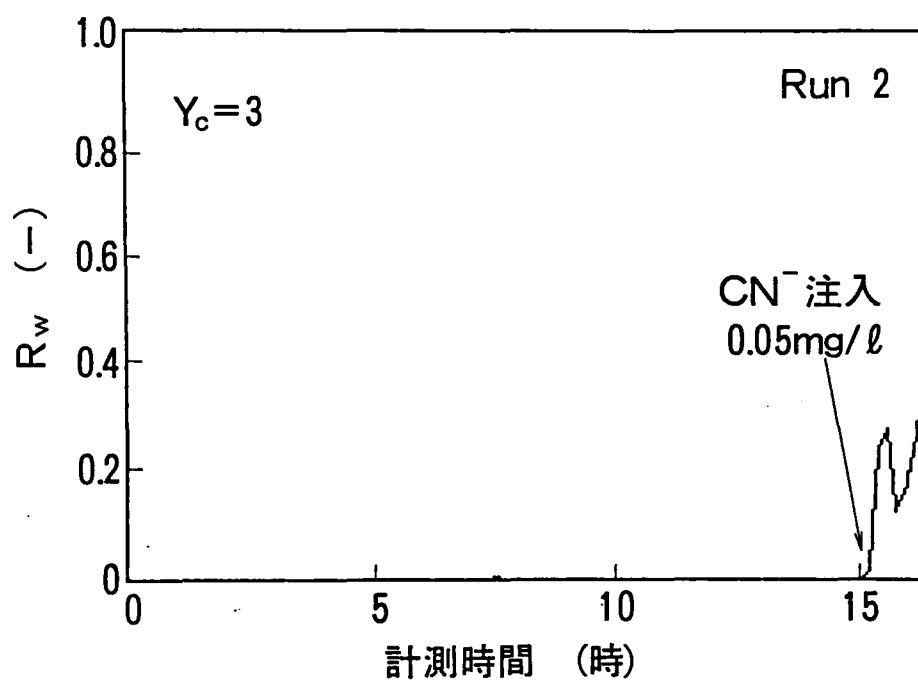


図11.3 Run 2 における R_w 値の経時変化

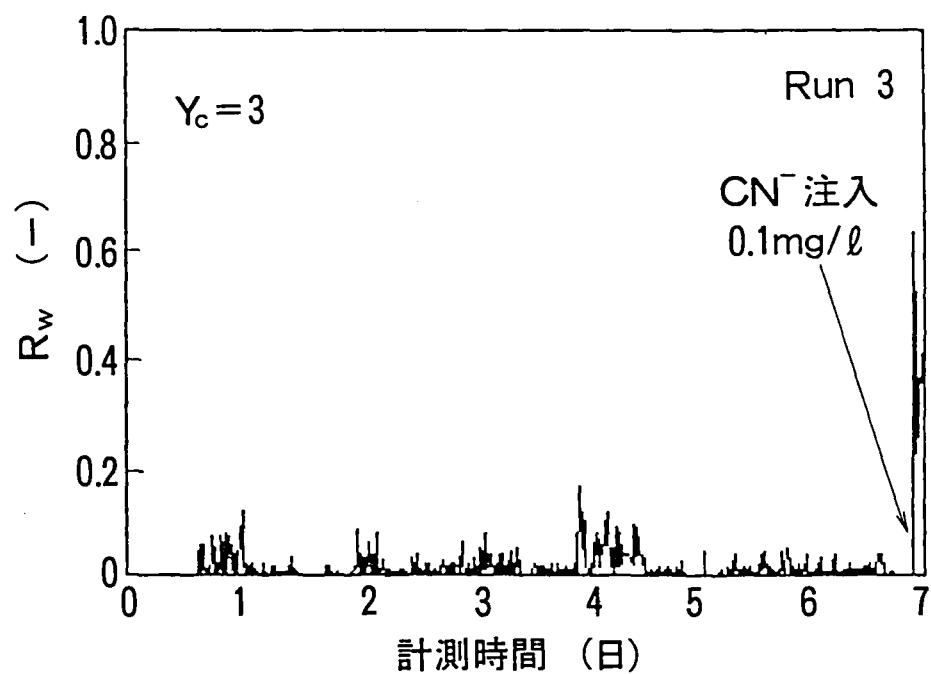


図11.4 Run 3 における R_w 値の経時変化

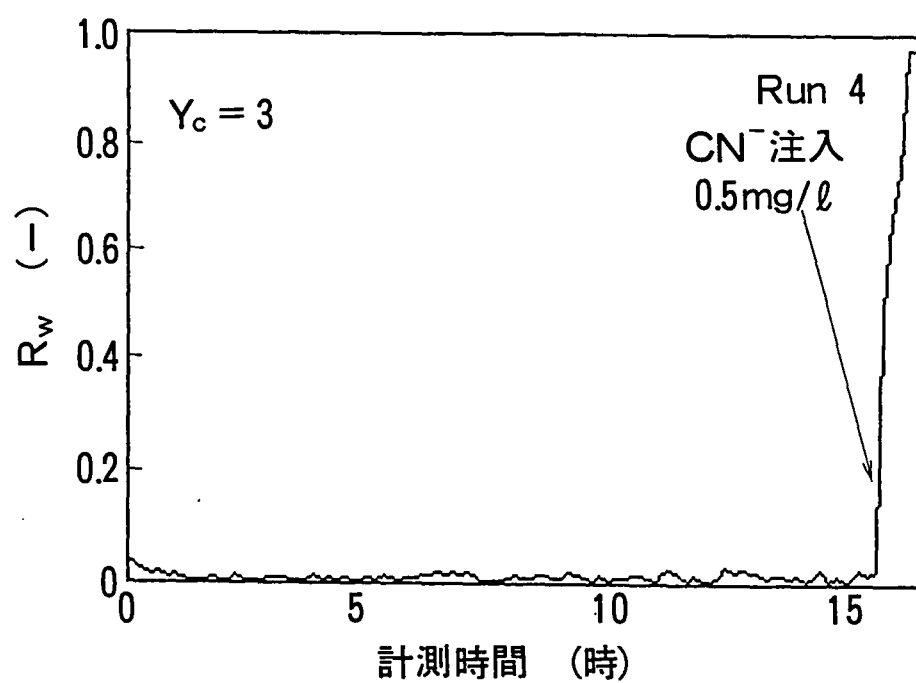


図11.5 Run 4 における R_w 値の経時変化

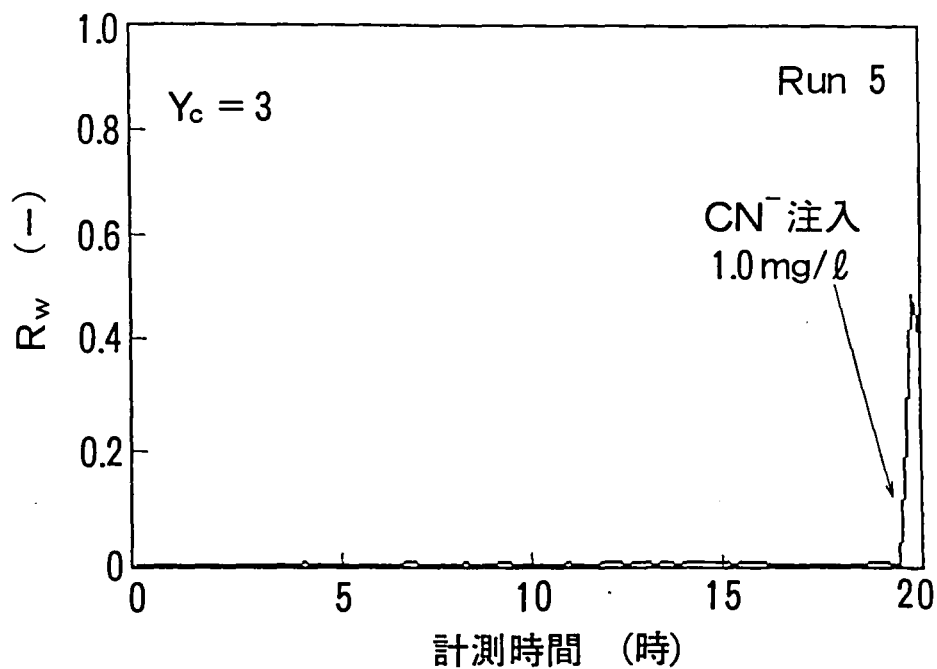


図11.6 Run 5 における R_w 値の経時変化

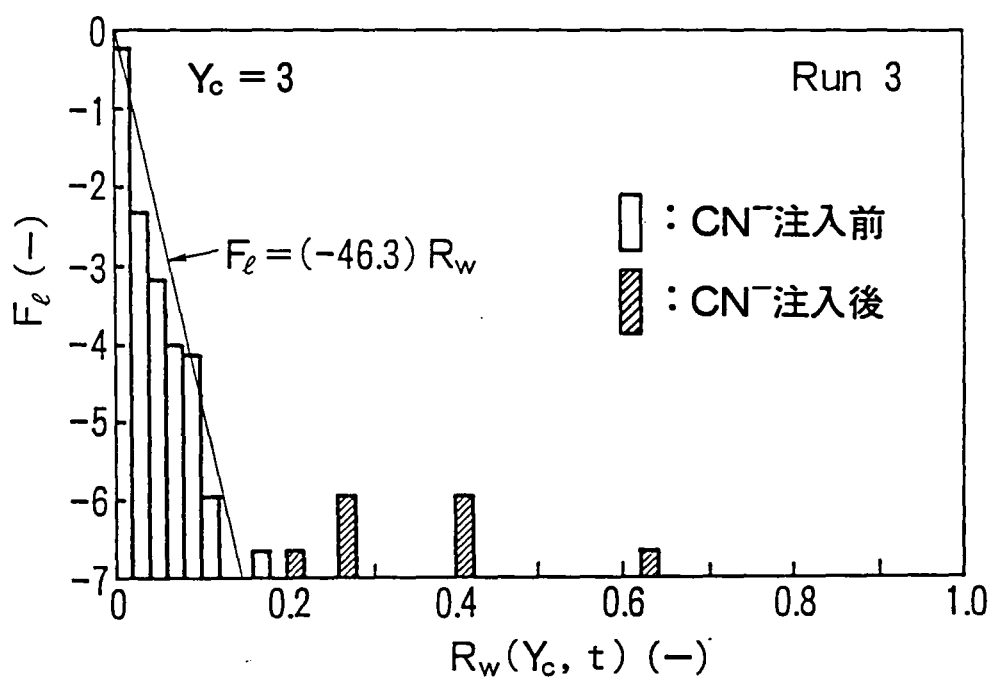


図11.7 Run 3 における R_w 値の頻度分布

1 1 . 3 . 3 急性毒物の判定

図 1 1 . 3 ~ 6 において、特に CN^- 注入前後の R_w 値の経過を図 1 1 . 8 ~ 1 2 に示し、 $R_w^* = 0.18$ により急性毒物の存在を判定し、 $R_w > R_w^*$ となる時間 T_d^* を求めた。その結果、 CN^- 濃度 $\geq 0.05 \text{ mg/l}$ を $T_d^* = 10$ 分で検知可能と期待された。第 8 章のコイを 1 尾用いた実験では、 $CN^- = 0.05 \text{ mg/l}$ の検知時間は約 60 分であったことから、タナゴを複数用いた本章の結果は検知感度は同程度であるが、応答速度の点で優れているといえる。

検出感度の意義についてつぎに述べる。タナゴを複数用いる方法では $CN^- = 0.05 \text{ mg/l}$ であるが、シアンの水質基準値は「検出されないこと」となっており、検出限界は日本では 0.01 mg/l (WHO : 0.05 mg/l , 米国 : 0.2 mg/l ²⁾) である。したがって、開発した急性毒物監視システムを我が国に適用する場合、水質基準値を監視する目的には適用できない。ただし、浄水場の現在の水質監視体制では、未知の急性毒物あるいは複合的な毒性については無力であり、魚類による監視に頼らざるを得ないのが現状である。したがって、開発システムを水質監視の支援機能としての位置付け、急性毒物流入の 1 次スクリーニングとして使用すべきであると考えられる。

なお、シアンの 24 時間 TL_m (median Tolerance limit) 値は、表 1 . 3 に示したようにコイの場合 0.33 mg/l 、オイカワで 0.12 mg/l が報告されている。これらの値と比較すると、開発システムは、回分試験である TL_m 試験よりは高い精度で、しかも短時間で急性毒物を検知することが期待できる。³⁾

また、他の連続監視方式と比較すると、呼吸頻度に着目した松尾の報告⁴⁾では、コイを用いた実験により、 $CN^- = 0.05 \sim 0.8 \text{ mg/l}$ を 10 ~ 20 分で検知できるとしている。また、Morgan, W.S.G は、オオクチバスにより $CN^- = 0.01 \text{ mg/l}$ を検出できるとしている。しかし、これらの方式は電極を用いるため水流の影響など外乱を受け易い難点がある。開発システムは、これらの方式と同程度の検知感度と応答速度を有するが、著者等の画像処理による方法は、

- (i) 供試魚を自然な状態で監視できる
- (ii) パラメータ値の設定及び検知感度のチューニングが可能
- (iii) 操作が自動化されている

などの点で実用性が優れていると判断される。

1 1 . 4 結 言

複数の魚(タナゴ)を用いて、水深方向の行動パターンに及ぼすシアン濃度の影響を調べた。得られた結果を以下に要約する。

- 1) CN^- 濃度 $= 0.01 \text{ mg/l}$ では位置分布に変化は認められず、 CN^- 濃度 $\geq 0.05 \text{ mg/l}$ において鼻上げ行動指標の増加が認められた。(1 1 . 3 . 1 ~ 1 1 . 3 . 2 節)

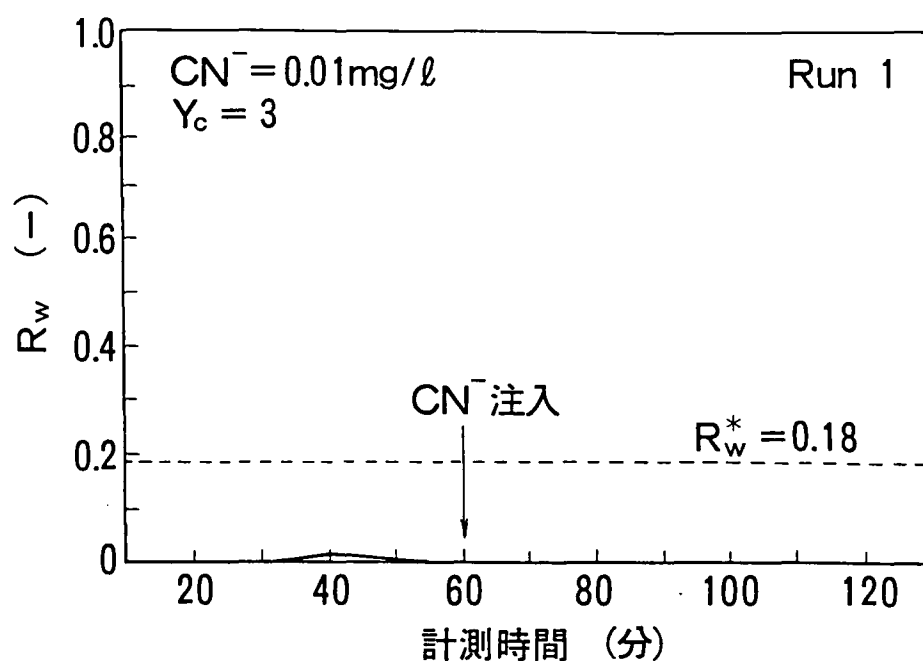


図11.8 CN^- 注入前後の R_w 値の経時変化

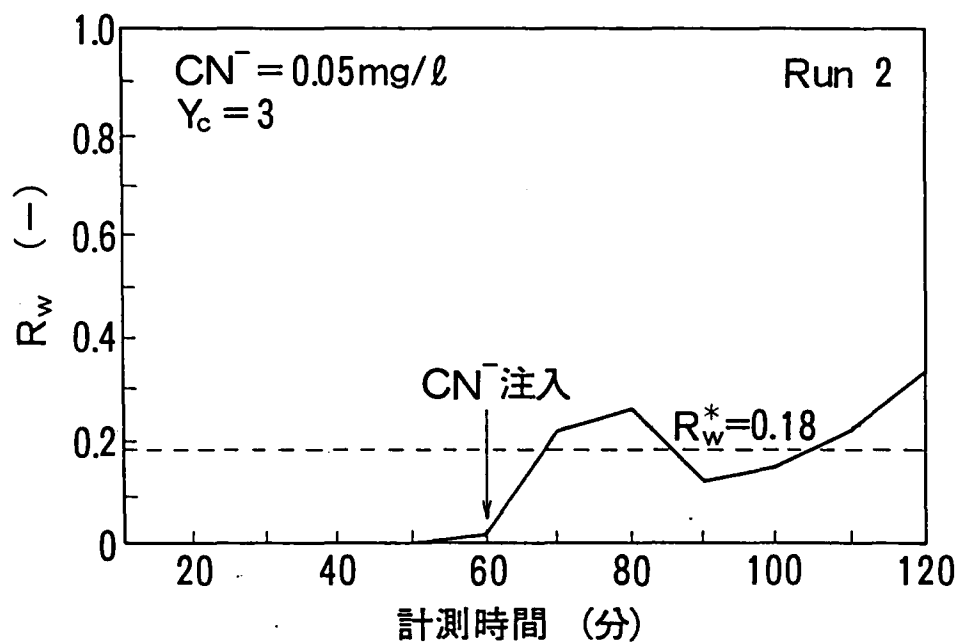


図11.9 CN^- 注入前後の R_w 値の経時変化

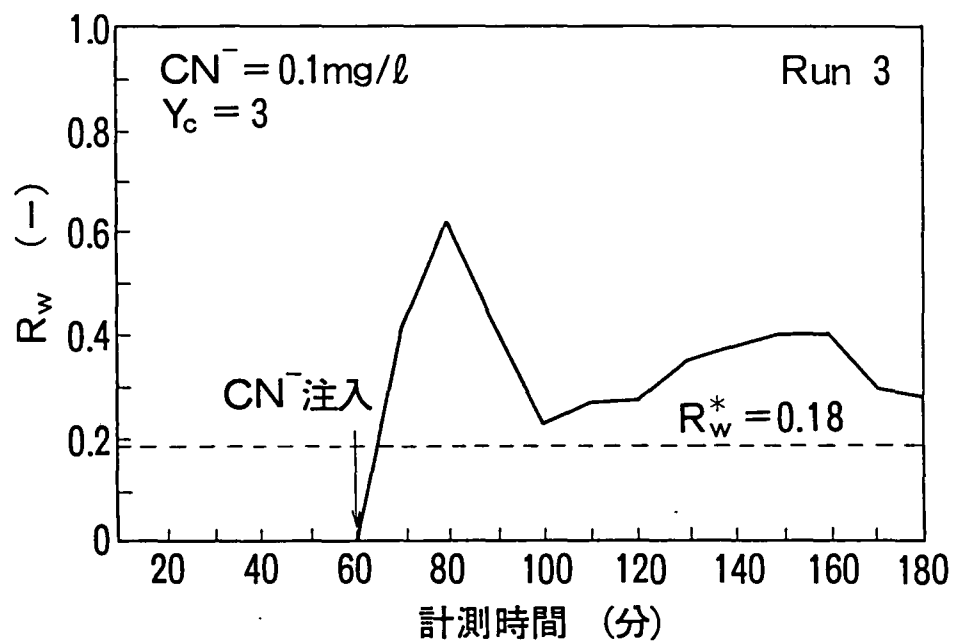


図11.10 CN^- 注入前後の R_w 値の経時変化

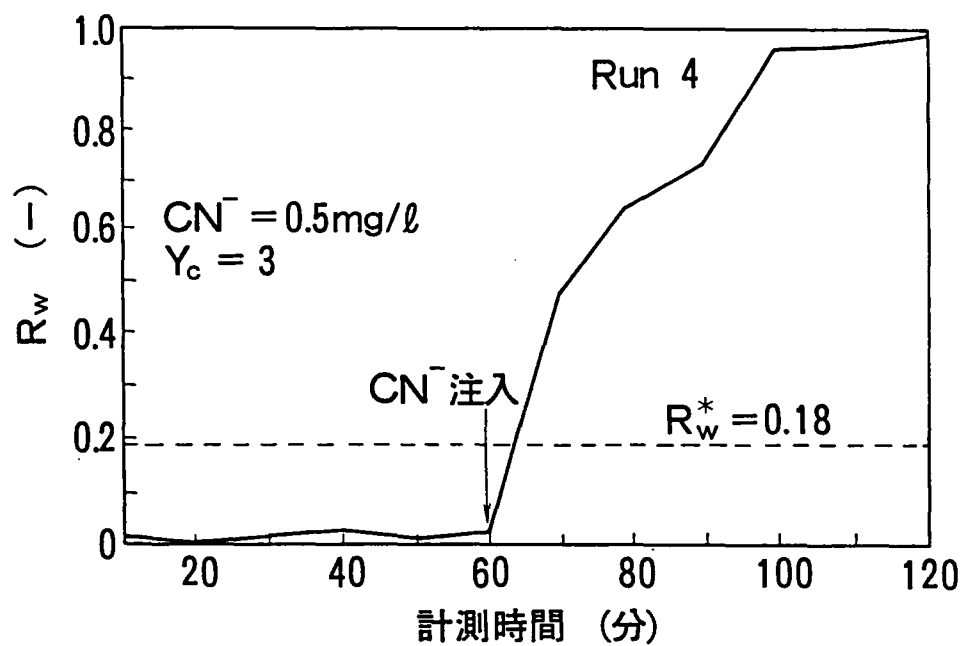


図11.11 CN^- 注入前後の R_w 値の経時変化

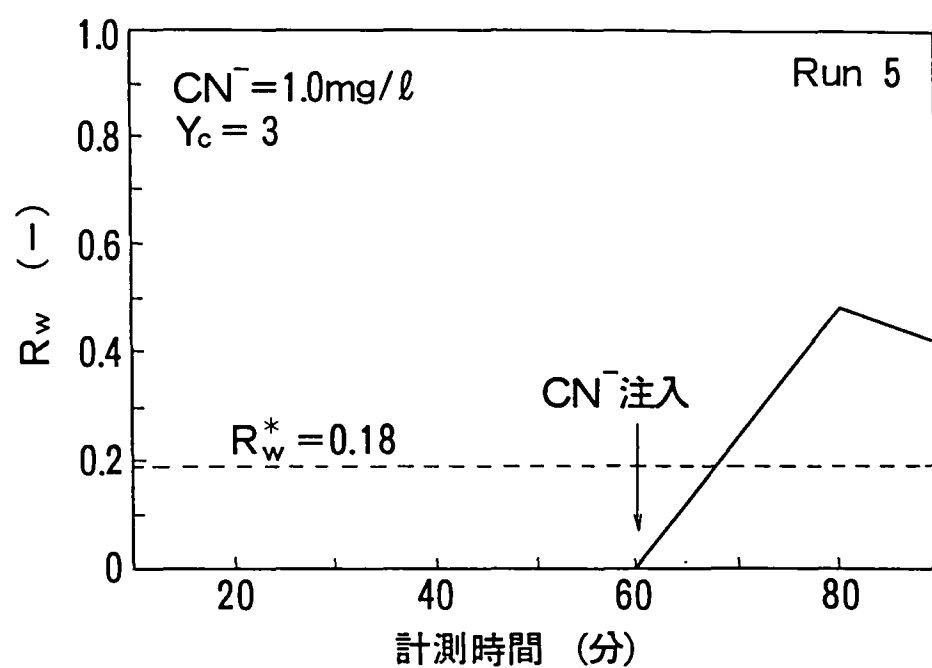


図11.12 CN^- 注入前後の R_w 値の経時変化

- 2) 第10章で求めた判定基準値から急性毒物の検知時間を求めた結果、 CN^- 濃度 $\geq 0.05\text{mg}/\ell$ に対して10分が期待された。(11.3.3節)
- 3) タナゴを複数用いる方法は、コイ1尾と比較して早い応答速度が期待された。(11.3.3節)

11.5 参考文献

- 1) 日本水道協会：水道維持管理指針(1982年版)，p473(1982)
- 2) 丹保憲仁：新体系土木工学，88，上水道，p24，技報堂(1980)
- 3) 田端健二：魚介類飼育による生物学的水質監視の方法と問題点，用水と廃水，Vol.16，No.5，pp.33～38(1974)
- 4) 松尾雄三：フナのえら蓋の活動電位による急性毒性の監視実験，水道協会雑誌，第54巻，第10号（第613号），pp.17～25.(昭60.10)

第 1 2 章 結 論

第 1 2 章

結 論

浄水場では、変動する外乱に対して目標とする水量と水質を安定に維持するために、プロセスの目視観察が行なわれている。急速ろ過法におけるフロック形成状況の監視と、水質監視のための魚類の行動監視である。本研究は、これら目視監視のあいまいさや間欠性を克服して、定量的かつ連続的な監視情報を提供し、目視観察を支援することを目的とする。特に、本研究では、画像処理技術を応用した監視システムの開発を目的とした。

本研究は、第1編(第2章～第6章)：「フロック画像監視システムの研究」と第2編(第7章～第11章)：「魚類行動の画像解析による急性毒物監視支援システムの研究」から構成される。

「フロック画像監視システム」を実現するためには、フロック形成池で流動するフロックをオンラインで撮像しこれを画像処理するシステム、及び、撮像した画像からフロックのみを選択的に認識する画像認識方法、並びに、フロック形成の特徴を抽出する解析手法を開発した。また、これらの機能を実浄水場で確認し、画像監視した情報に基づいて、適切な凝集剤注入のための指針を明らかにした。

「魚類行動の画像解析による急性毒物監視支援システム」を実現するために、魚類の効果的な画像認識方法と、認識結果に基づいた行動パターンの評価方法を確立した。次に、急性毒性物質に起因する行動パターンの変化を検知するために、外乱因子が行動に及ぼす影響を把握した。さらに、1尾の魚を対象に確立した手法を複数の魚にも適用できるように画像監視手法を拡張した。この方法により、代表的な魚種への適用可能性と急性毒性物質の濃度の影響などを明らかにした。

以下に各章の結論を要約する。

第1章：緒論

維持管理からみた浄水場の特徴を考察し、水質監視及び計装・制御の現状について把握した。凝集プロセス監視及び水質監視の現状について従来の知見を整理した。画像処理技術の背景と導入の課題について明らかにし、画像処理技術の適用例についてまとめた。これらを踏まえて、本研究の位置付けと目的を述べた。

第2章：フロックの画像認識法の検討

水中カメラと画像処理装置などからなるフロック画像監視システムを提案し、久留米広域上水道企業団・荒木浄水場に適用した。フロックを画像認識する方法として、6×6画素をマスク領域とする空間フィルタリング法を適用した。本法では、フロックの輝度分布パターンに模擬して加重係数を設定し、さらに、演算を高速化させるために、マスク領域を3×3画素に分割する計算方法を考案した。写真撮影したフロック面積と2値画像を比較して

相関係数0.987を得た。また、凝集剤(水道用ポリ塩化アルミニウム)注入率を操作した実験を行い、フロック沈殿体積値と画像計測値とを比較した結果、両者の増加傾向が一致することを確認した。

第3章：PAC注入率がフロック形成特性に及ぼす影響

久留米広域上水道企業団・荒木浄水場に適用したフロック画像監視システムにおいて、フロック画像から粒径分布を求め、フロック形成特性並びに沈降特性を評価した。特に、PAC注入率がフロック形成特性に及ぼす影響を調べた。その結果、フロックの体積濃度分布は対数正規分布で近似できること、並びに、この分布は、幾何平均径はPAC注入率の増加と共に増加するが、幾何標準偏差はほぼ一定で変化することを見出した。また、フロックの平均有効密度を新たに定義した。PAC注入率が増加するとこの平均有効密度が減少し、他方、残留濁度が増加した。これらの結果は、フロック密度の監視による適切な凝集剤注入の可能性を示唆した。

第4章：フロック形成過程の画像監視と硫酸アルミニウム低減の可能性

淀川を水源として硫酸アルミニウムを用いる浄水場(大阪府・大庭浄水場)に、フロック画像監視システムを適用した。第2章で提案した、6×6画素の空間フィルタリング法の有効性を確認すると共に、1段目から4段目までのフロック形成過程を監視可能であることを明らかにした。1段目におけるフロック粒径分布は、凝集剤注入率の影響を受け、幾何平均径に及ぼす影響はPACを用いた場合と同様の関数形で表された。凝集剤注入率を従来の25～35%低減した実験により、凝集剤使用量の低減が期待できることを示した。この時、1段目の幾何平均径は0.5～0.6mmの範囲であった。

第5章：フロック形成過程に及ぼす原水濁度及び流量の影響

大阪府水道部・大庭浄水場において、流下方向のフロック形成特性(テーバードフロッキュレーション)を調べた。濁度、流量変化時のフロック形成過程を、第Ⅰ段階：マイクロフロックの衝突による凝集が支配的な段階、第Ⅱ段階：フロック同志の凝集力と乱流の剪断力とが拮抗する段階、第Ⅲ段階：フロック同志の凝集力が内部に働き、稠密なフロックとなり密度が増加する段階に分類した。さらに、濁度変化時における相対注入率 r_c 及び幾何平均径の目標値の目安を得た。

第6章：フロック形成因子の多変量解析

フロック形成に及ぼす影響因子を抽出するために、久留米広域上水道企業団殿で1年間に渡って収集したフロック画像データ及び水質データを多変量解析した。その結果、(i)主成分分析法によれば原水濁度の変化に伴うフロック形成状況の変化が最も大きい、(ii)PAC注入率を目的変数として重回帰分析を適用した結果、説明変数として水質データだけを用いる場合に比べて、画像データを加味すれば回帰精度が向上する、(iii)主要な影響因子は原水水温、原水アルカリ度、フロック形成量及びフロックの密度指標である、などを明らかにした。

第7章：魚類行動解析のための画像認識法の検討

魚類の行動を画像解析するための照明法として透過照明法を採用し、さらに、画像の輝度頻度分布に着目した画像認識法を採用した。水槽内における1尾の魚の位置分布と速度分布とに着目した行動パターンの評価法を開発し、コイ、フナ及びタナゴについて CN^- 濃度 $=0.1\text{mg}/\ell$ を例に検証した。

第8章：行動パターン解析に基づく急性毒物判定法

急性毒物存在時の鼻上げ行動を判別するために、所定の期間において1尾の魚が水面近くに位置する割合を“鼻上げ行動指標”と定義した。この指標を適用して、 CN^- 存在下($5.0\sim 0.05\text{mg}/\ell$)におけるコイの行動パターンの変化を識別できることを明らかにした。本章の実験結果からは、 CN^- 濃度 $\geq 0.1\text{mg}/\ell$ を10分間で検出できるものと期待された。

第9章：魚類行動に及ぼす魚種及び環境因子の影響

コイ、フナ、タナゴ及びウグイ各1尾について、第8章で提案した鼻上げ行動指標を用いて解析した結果、いずれも CN^- に対する鼻上げ行動を検知可能と期待された。検知感度はウグイ及びタナゴが高かった。さらに、鼻上げ行動指標の頻度分布が指数分布に従うことを見い出し、指数分布からはずれた時点で急性毒性物質の存在を検知できることを見い出した。次に、ウグイを用いて、水温の影響を調べた結果、実験した範囲(水温 $\geq 5^\circ\text{C}$)では CN^- 濃度 $=0.1\text{mg}/\ell$ を10 $\ell\sim 30$ 分で検知可能と期待された。また、溶存酸素濃度が $0.5\text{mg}/\ell$ 以下では鼻上げ行動指標値の増加が認められた。これらのことから、急性毒物検知のためには環境条件をできるだけ魚類の行動に好適に維持することが望ましいものと示唆された。

第10章：魚群行動の画像解析及び魚種の検討

第8章で提案した、1尾の魚についての鼻上げ行動指標を複数の魚(魚群)の場合に拡張した。この指標をコイ、フナ、タナゴ及びウグイ各5尾の場合に適用した結果、1尾の場合と同様に急性毒性物質の存在を識別可能なことを明らかにした。さらに、魚群の鼻上げ行動指標の頻度分布も指数分布が適合することを見い出した。この現象に基づき、検知感度をチューニング可能な判定基準値の計算法を導いた。 CN^- 濃度 $=0.1\text{mg}/\ell$ の検知時間は10 ~ 20 分であり、ウグイ及びタナゴの感度が高かった。また、実際の浄水場を模擬して、前記4魚種各2尾からなる魚群で実験を行った結果、単独の魚群と同等の性能を確認した。

第11章：魚群行動に及ぼすシアン濃度の影響

第10章と同様に、複数の魚(タナゴ)を対象にシアン濃度の影響を調べた。その結果、 CN^- 濃度 $=0.01\text{mg}/\ell$ では鼻上げ行動指標に変化は認められず、一方、 CN^- 濃度 $=0.05\sim 1.0\text{mg}/\ell$ を10分で検知可能と期待された。また、複数のタナゴは1尾のコイと比較して高い応答速度を示した。

以上により、フロック形成状況と魚類の行動をほぼあるがままの状態で連続的かつ定量的に監視するシステムを開発・実証できたと考える。

画像処理技術を適用する基本的な考えは、人間の視覚機能をコンピュータの目(画像認識・解析技術)により代替しようと目論むものであり、本システムを適用すれば、浄水場管理の安定性・安全性が飛躍的に高まるものと期待される。しかし、開発システムは客観性と連続性において人間に勝るものの、まだ人間の持つきめ細かな視覚能力を超えるものではなく、人間との作業分担が必要と考える。

次に、本研究で残された課題について若干述べる。フロック画像監視システムではフロック量を投影面積と沈殿体積で比較したが、標本化誤差を小さくするには立体的形状も含めて計測する別の手法の開発を待たねばならない。他方、分析的研究にも増して重要な課題は、凝集剤注入制御の開発と実証である。また、急性毒物監視支援システムでは、シアン以外の急性毒性物質による実証、並びに実浄水場のフィールドテストによる検証などが必要である。

本研究は、画像処理技術を系統的に浄水場監視システムに導入したものであるが、画像処理技術は今後も応用範囲が拡大するものと予想する。これまでの適用例については、第1章1.4.2節で整理したが、本研究と関連するテーマとしては、フロック監視についてはフロック画像の背景に存在するマイクロフロックを監視し残留濁度を評価するシステムが、一方、急性毒物監視については、微小動植物(プランクトン等)によるアッセイシステムや河川等取水系の広域水質監視への展開が考えられる。この他の適用としては、セキュリティでは場内侵入者監視システム、プロセス監視では原水油膜や泡沫の監視システム、また、変異原性試験のための染色体異常の自動解析システムが挙げられる。¹⁾

長期に渡る研究の展望については、現状では視覚の支援機能が開発された段階であるので、これに加えて頭脳の判断機能を支援するための知識工学やファジー理論の適用が必要と考える。画像処理や知識工学は人間の知能を工学的に実現する、いわゆる人工知能の研究分野であるが、オペレータの直感的かつあいまいな判断など右脳機能を模擬するためにニューラルネットの適用も有効であると考え。今後、これらについて引き続き研究を進める予定である。

第12章 参考文献

- 1) 伊藤禎彦，住友恒：培養細胞(CHL)を用いた染色体異常試験による飲料水の安全性評価に関する基礎実験，第40回全国水道研究発表会講演集，pp.529～531(平成1)

謝

辭

謝 辞

本研究をまとめるに当たって終始ご指導賜りました京都大学工学部衛生工学教室教授・平岡正勝博士に厚くお礼申し上げますと共に、本論文の内容についてご校閲とご指導を頂きました京都大学工学部衛生工学教室教授・住友恒博士，同大学工学部電気工学第二学科教授・長尾真博士に深甚なる謝意を表します。

本研究は、著者が(株)日立製作所日立研究所において1984年から1988年に至る間に行った研究をまとめたものである。研究開始に当たっては、京都大学工学部衛生工学教室助手・津村和志氏に活性汚泥微生物・画像認識技術の研究を通じて有益なご討論とご指導を受けました。また、フロック画像監視システムについては、共同研究の機会を与えて頂くと共に多大の御協力と後支援を頂いた、久留米広域上水道企業団・企業長・谷口久氏，同前副企業長・矢野正道氏，並びに、現副企業長・小野二夫氏，水質試験室長兼浄水課長・木村繁夫博士，建設課長補佐・一木博幸氏，浄水課長補佐・水落正喜氏，他関係者に厚くお礼申し上げます。さらに、フロック画像監視システムの実機実証に御協力と御支援を頂いた、大阪府水道部浄水課長・大住旦生氏，大庭浄水場長・山辺節雄氏，同主査・谷本正巳氏，他関係者に厚くお礼申し上げます。

(株)日立製作所日立研究所において本研究の機会を与えて頂いた，前所長(現ニューメディア事業部長)・川本幸雄博士，現所長西原元久博士，同副所長・菱沼孝夫博士，(株)パブコック日立取締役・呉研究所長(元日立研究所副所長)・中島史登博士に感謝申し上げます。また，本研究の推進について終始ご指導とご激励を頂いた，茨城大学工業短期大学部機械工学科教授(前日立研究所主管研究員)・野北舜介博士，いわき明星大学電子工学科教授(元機電事業本部副技師長)・大音透博士，日立研究所第11部長・宮寺博博士，同部第114研究室主任研究員・石田昌彦氏，同室長主任研究員・松崎晴美博士に感謝申し上げます。

本研究の開発推進に当たっては，機電事業本部長(前大みか工場長)・桑原洋氏，同工場員・森俊二氏，同工場産業制御システム設計部長・長谷川邦夫氏，同部主任技師・依田幹雄氏，同部企画員・原直樹氏にはシステムコンセプトの立案について御討論頂くと共に，ハードウェアとソフトウェアの設計製作並びに実験検証に多大のご協力を頂きました。

機電事業本部次長・村上啓一氏，同本部副技師長・柏木雅彦氏，同部主任技師・早稲田邦夫氏，九州支店機電部技術課・秋山智光氏，並びに，(株)日立情報制御システム・開発部長・平輪憲道氏には本研究の実証試験の推進等についてご支援頂きました。

本研究の遂行については，日立研究所第11部第114研究室技師・矢萩捷夫氏，同室研究員・渡辺昭二氏に多大のご支援とご討論を頂きました。また，(株)日立エンジニアリング・機電事業所茨城支所企画員・飯田高士氏，大木伸夫氏には魚類行動画像解析プログラムの作成にご協力頂きました。

上記の方々に衷心よりお礼申し上げますと共に，最後に，著者の研究者としての方向付けについてご啓示とご指導を賜りました，故堀田和之博士(元北海道大学工学部衛生工学科教授)，並びに北海道大学工学部衛生工学科教授・丹保憲仁博士に心から感謝申し上げます。